

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA GEOGRÁFICA, GEOFÍSICA E ENERGIA



Produção descentralizada de energia a partir de resíduos orgânicos e análise do ciclo de vida

André Jorge Silvestre Rocha

Dissertação

Mestrado Integrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

2014

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA GEOGRÁFICA, GEOFÍSICA E ENERGIA



Produção descentralizada de energia a partir de resíduos orgânicos e análise do ciclo de vida

André Jorge Silvestre Rocha

Dissertação de Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Trabalho realizado sob a supervisão de
Santino Eugénio Di Berardino (LNEG)

2014

Agradecimentos

Ao professor Santino, pela disponibilidade e prontidão em ajudar, acompanhar e transmitir conhecimentos.

Aos meus pais, por contribuírem de várias formas para a minha formação a nível humano e académico.

À empresa Greenit, e em especial ao engenheiro Daniel Borrego, pelos conhecimentos e experiência de trabalho adquiridos em várias áreas.

Aos colegas com mais experiência que contribuíram com os seus conselhos.

E a ti, Susana, pelo carinho, motivação e empenho em me manteres no caminho certo e me ajudares a cumprir os objectivos a que me propus.

Abstract

The present work aims to perform a bibliographic research around the existing technology regarding anaerobic digestion systems and estimate the potential in organic waste, being grass and food waste, in a complex with 41 buildings and about 3000 inhabitants.

The existing potential gains more expression in terms of savings in expenses related to the purchase of electricity and heat in the energy market. The self-sufficiency of the urbanization in terms of energy production and consumption is not possible with this amount of waste produced annually and for comparison a hypothetical lawn area was estimated to being able to produce 50% of the energy demand in the urbanization.

Through this study it was found that the values for investment for such systems are more accurate for centralized systems, which process waste volumes much higher than those considered in the case study, so the investment values are still too high for small-scale decentralized systems. However, the estimated production of electricity, heat and fertilizers tells us that there is an interesting potential for urban integration approach to this type of decentralized systems.

Keywords: Decentralized anaerobic digestion; Biogas; Residues

Resumo

O presente trabalho teve como objectivos realizar uma pesquisa bibliográfica em torno da tecnologia existente de sistemas de digestão anaeróbia e fazer uma estimativa do potencial existente nos resíduos orgânicos, alimentares e relva, de uma urbanização com 41 edifícios e cerca de 3000 habitantes.

O potencial existente é mais expressivo no que respeita à poupança com os gastos relativos à compra de electricidade e calor no mercado. A autossuficiência da urbanização com consumos de energia não é possível com esta quantidade de resíduos produzidos anualmente, sendo que para termo de comparação, foi estimada uma área de relvado hipotético para que se produzisse 50% da energia consumida na urbanização.

Através deste estudo apurou-se que os valores para investimento para tipo de sistemas são mais precisos para sistemas centralizados, que processam volumes de resíduos muito superiores aos considerados na urbanização, pelo que os valores de investimento ainda são muito altos para sistemas descentralizados de reduzida dimensão. No entanto, a produção de energia eléctrica, calor e fertilizantes estimada indica-nos que há um potencial interessante para uma abordagem de integração urbana a este tipo de sistemas descentralizados.

Palavras-chave: Digestão anaeróbica descentralizada; Biogás; Resíduos

Abreviaturas

ANR - Autoridade Nacional dos Resíduos

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

DGEG - Direcção Geral de Energia e Geologia

ENRRUBDA - Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Biodegradáveis Destinados aos Aterros

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

INE - Instituto Nacional de Estatística

MAOTDR - Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional

MAOTE - Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território

PERSU - Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos

PNGR - Plano Nacional de Gestão de Resíduos

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

RU - Resíduos Urbanos

RUB - Resíduos Urbanos Biodegradáveis

TRH - Tempo de Retenção Hidráulico

TRS - Tempo de Retenção de Sólidos

Índice

1	INTRODUÇÃO	17
2	ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO	19
2.1	PERSU I.....	19
2.2	ESTRATÉGIA NACIONAL PARA A REDUÇÃO DOS RESÍDUOS BIODEGRADÁVEIS DESTINADOS AOS ATERROS	19
2.3	PERSU II	20
2.4	PERSU 2020	21
	<i>Princípios gerais</i>	22
	<i>Objectivos</i>	22
2.5	LEGISLAÇÃO EUROPEIA	23
	<i>Unidades de digestão anaeróbia</i>	25
2.6	MINIPRODUÇÃO E MICROPRODUÇÃO EM PORTUGAL	26
3	DIGESTÃO ANAERÓBIA	28
3.1	HIDRÓLISE.....	28
3.2	ACIDOGÉNESE	29
3.3	ACETOGÉNESE	29
3.4	METANOGÉNESE	29
4	PARÂMETROS QUE CONDICIONAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	30
4.1	TEMPERATURA.....	30
4.2	PH.....	31
4.3	NUTRIENTES.....	31
4.4	TOXICIDADE.....	32
	<i>Oxigénio</i>	32
	<i>Amoníaco</i>	32
	<i>Sulfuretos</i>	33
	<i>Ácidos gordos voláteis</i>	33
	<i>Metais pesados</i>	33
5	PARÂMETROS OPERACIONAIS	34
5.1	CARGA ORGÂNICA	34
5.2	TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICO	34
5.3	MISTURA DO DIGESTOR	35
5.4	AQUECIMENTO DO DIGESTOR	36
6	DIGESTORES ANAERÓBIOS.....	37
6.1	TEOR DE HUMIDADE.....	37
6.2	NÚMERO DE ETAPAS	38
6.3	ALIMENTAÇÃO	38
6.4	TIPOS DE DIGESTORES.....	39
	<i>Digestores anaeróbicos descontínuos (Batch)</i>	39
	<i>Digestores anaeróbicos contínuos</i>	40
7	SISTEMAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	42
7.1	SISTEMA DE CÚPULA FIXA	42
7.2	SISTEMA DE CÚPULA FLUTUANTE.....	45
7.3	SISTEMA DE SACO	47
8	SISTEMAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA CENTRALIZADOS DE MÉDIA A GRANDE ESCALA.....	48
8.1	VIA SECA.....	48
8.2	VIA HÚMIDA.....	50
9	PRODUÇÃO E POTENCIAL EXISTENTE EM PORTUGAL	51

10	CASO DE ESTUDO.....	52
10.1	LOCALIZAÇÃO.....	52
10.2	POPULAÇÃO	52
10.3	RESÍDUOS.....	53
	<i>Desperdícios de comida.....</i>	<i>53</i>
	<i>Relva</i>	<i>55</i>
10.4	POTENCIAL ENERGÉTICO	56
10.5	CONSUMOS ENERGÉTICOS.....	58
	<i>Energia eléctrica</i>	<i>58</i>
	<i>Energia térmica</i>	<i>59</i>
	<i>Fertilizantes</i>	<i>59</i>
10.6	ANÁLISE ECONÓMICA	60
	<i>Investimento.....</i>	<i>61</i>
10.7	ANÁLISE DE CICLO DE VIDA	62
11	CONCLUSÃO	63
12	REFERÊNCIAS	64

Índice de figuras

Figura 1 - Ciclo ideal dos resíduos sólidos urbanos (adaptado de Being wise with waste: the EU's approach to waste management, 2010).....	17
Figura 2 – Principais fases do processo de digestão anaeróbia (adaptado de www.wter.eu)...	28
Figura 3 - Diferentes tipos de agitadores (adaptado de Wellinger, 1999).....	36
Figura 4 - Digestor de etapa única (adaptado de Vandevivere et al., 2001).....	39
Figura 5 - Digestor de etapas múltiplas (adaptado de Vandevivere et al., 2001).....	39
Figura 6 - Digestor híbrido batch-UASB (adaptado de Vandevivere et al., 2001).	40
Figura 7 - Digestor de mistura completa (adaptado de Bisschops, 2009).....	40
Figura 8 - Digestor de fluxo pistão (plug flow) (adaptado de Bisschop, 2009).	41
Figura 9 - Digestor UASB (Alves, 1998).....	41
Figura 10 - Digestor de contacto (Alves, 1998).	41
Figura 11 - Esquema básico do funcionamento de um sistema de cúpula fixa (adaptado de Werner, 1989).....	42
Figura 12 - Sistema de digestão anaeróbia do tipo modelo chinês (adaptado de Seadi, 2008).	44
Figura 13 - Sistema de digestão anaeróbia do tipo deenbandhu (adaptado de Rajendran, 2012).	44
Figura 14 – Sistema de digestão anaeróbia do tipo Camartec (adaptado de Kossmann, 1997).	45
Figura 15 - Sistema de digestão de cúpula flutuante (adaptado de Rajendran, 2012).....	45
Figura 16 - Sistema de digestão anaeróbia do modelo indiano (adaptado de Bisschop, 2009).	46
Figura 17 - Sistema de digestão anaeróbia do modelo water-jacket (adaptado de Werner, 1989).....	46
Figura 18 - Sistema de digestão anaeróbia do tipo de saco, com respectiva dimensão de referência (adaptado de Werner, 1989).	47
Figura 19 - Sistema Dranco (adaptado de Vandevivere, 2001).....	48
Figura 20 - Sistema Kompogas (adaptado de Vandevivere, 2001).....	49
Figura 21 - Sistema Valorga (adaptado de Vandevivere, 2001).	49
Figura 22 - Localização geográfica da urbanização da Quinta-Nova.	52
Figura 23 - Contabilização de todas as áreas de relvado que são irrigadas dentro da urbanização.....	56

Índice de gráficos

Gráfico 1 – Evolução da deposição de RUB em aterro em Portugal Continental e RAAM no período 2002-2012 (APA e INE, 2013).	20
Gráfico 2 - Distribuição dos destinos de RU em Portugal Continental e RAM em 2012 (APA, 2013).	21
Gráfico 3 - Evolução da produção de RU em Portugal Continental no período 2002-2012 (APA e INE, 2013).	23
Gráfico 4 - Comparação da deposição de RUB em aterro, ano de 2006, de cada estado-membro com as metas estabelecidas (% relativa a valores de 1995) (adaptado de Waste Prevention and Recycling, 2010).	24
Gráfico 5 - Produção de electricidade e capacidade instalada acumulada (Ferreira, 2012).	51

Índice de tabelas

Tabela 1 - Objectivos ENRRUBDA respeitantes à recolha selectiva de resíduos orgânicos (MAOTDR, 2007).	20
Tabela 2 - Gama de temperaturas (adaptado de Kardos, 2011).	30
Tabela 3 – Principais vantagens e desvantagens entre as gamas mesofílica e termofílica (adaptado de Kardos, 2011).....	30
Tabela 6 - Vantagens e desvantagens de cada via, húmida e seca (Carrilho, 2013).	38
Tabela 7 - Vantagens e desvantagens do sistema de cúpula fixa (adaptado de Werner, 1989).	43
Tabela 8 - Vantagens e desvantagens do sistema de cúpula flutuante (adaptado de Werner, 1989).....	46
Tabela 9 - Vantagens e desvantagens de o sistema de digestão anaeróbica de saco (adaptado de Werner, 1989).....	47
Tabela 11 - Resíduos recolhidos por município (www.ine.pt).....	53
Tabela 12 - Resíduos a recolher e a evitar depositar no contentor (adaptado de www.smas.pt).	53
Tabela 13 – Estimativa dos resíduos produzidos anualmente pela urbanização.	54
Tabela 14 - Estimativas de produção de resíduos orgânicos a partir dos dados estatísticos.	54
Tabela 16 - Características da relva a utilizar no digestor (adaptado de Bisschop, 2009).	55
Tabela 17 - Estimativa da quantidade de relva cortada pela empresa subcontratada.	55
Tabela 18 - Estimativas da quantidade de matéria seca produzida anualmente dentro da urbanização.	56
Tabela 19 - Dados de entrada utilizados na ferramenta de cálculo relativamente aos desperdícios de comida.....	56
Tabela 20 - Dados de input utilizados na ferramenta de cálculo relativamente à relva.	57
Tabela 21 - Resultados obtidos para a produção de biogás com as duas hipóteses consideradas (somatório da relva e dos desperdícios de comida).....	57
Tabela 22 - Eficiência das turbinas.	57
Tabela 23 - Factores de conversão e aproveitamento de energia eléctrica e térmica.	57
Tabela 24 - Potencial anual estimado de energia eléctrica e térmica.	58
Tabela 25 – Energia eléctrica consumida durante o ano de 2013 por uma família de um bairro vizinho.	58
Tabela 26 - Comparação entre o potencial de produção de energia eléctrica e a energia consumida pela urbanização.	58
Tabela 28 - Estimativa do total de fertilizantes produzidos anualmente.....	59

Tabela 29 - Produção de adubos.....	60
Tabela 30 - Potencial de venda dos fertilizantes produzidos.	60
Tabela 31 - Potencial de poupança anual com utilização da energia térmica produzida.	60
Tabela 32 - Poupança com a energia eléctrica produzida utilizada para autoconsumo.	60
Tabela 33 - Venda de energia à rede no primeiro ano de funcionamento com a tarifa fixa para o biogás.....	61
Tabela 34 - Total de poupança anual para as diferentes componentes do sistema de digestão anaeróbica e venda de fertilizantes orgânicos.	61
Tabela 35 - Investimento e período de retorno para cada uma das hipóteses estudada.	61
Tabela 37 - Redução de emissões com a produção de electricidade.....	62
Tabela 38 - Redução de emissões com a produção de energia térmica.....	62
Tabela 39 - Estimativa da redução de emissões relativas à produção de fertilizantes.	62

1 Introdução

O potencial da digestão anaeróbia em Portugal foi reconhecido em 2007, por via do Decreto-Lei 225/2007 de 31 de Maio, sendo que a maior aplicação dedica-se ao sector dos resíduos municipais, efluentes da agro-pecuária e nos resíduos da indústria alimentar (Miguel Ferreira, 2012). O decreto referido anteriormente concretizava um conjunto de medidas ligadas às energias renováveis prevista na estratégia nacional para a energia.

A digestão anaeróbia desempenha um papel importante no ciclo dos resíduos produzidos dentro das cidades, porque proporciona uma abordagem que procura transformar matéria orgânica putrescível e poluidora numa fonte de energia renovável, o biogás, e, também num subproduto resultante da digestão, com capacidade fertilizante, que pode ser aproveitado na agricultura, permitindo a reinserção de matéria orgânica e nutrientes dentro do ciclo natural de valorização.

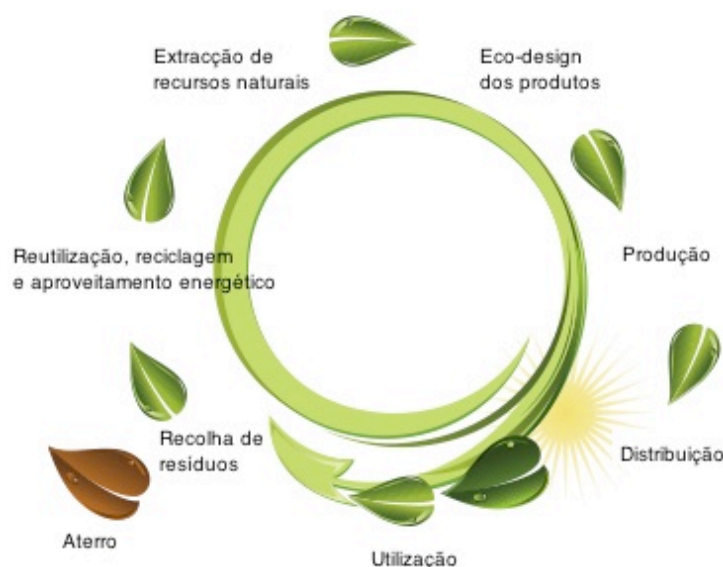


Figura 1 - Ciclo ideal dos resíduos sólidos urbanos (adaptado de Being wise with waste: the EU's approach to waste management, 2010).

Em Portugal, o principal destino dado ao biogás produzido é a queima com vista à produção de electricidade e aproveitamento do calor produzido durante o processo, sendo que as outras vertentes, como a produção de biocombustíveis e de fertilizantes, estão ainda muito pouco dinamizadas e aproveitadas. Estima-se que o potencial total para as três fontes indicadas anteriormente, em 2008, seria de 873 Mm³ biogás/ano, o equivalente a 2008 GWh/ano (Biogas in Portugal: Status and public policies in a european context). Em 2010 foram produzidos 97 GWh de energia eléctrica e em Setembro de 2011 estariam instalados cerca de 38,9 MW (DGEG, 2011). A nível de electricidade produzida, segundo o estudo acima, foi aproveitado aproximadamente 4,5% do potencial disponível.

Um dos objectivos do novo PERSU 2020 (Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos) é proporcionar um maior envolvimento de todos os agentes, desde o produtor dos artigos até ao utilizador final. Assim sendo, a população terá um papel progressivamente mais activo na implementação de medidas no que respeita ao aproveitamento dos resíduos produzidos. A implementação de unidades descentralizadas também pode contribuir para uma redução da deposição de RUB (Resíduos Urbanos Biodegradáveis) em aterro, que é um dos principais objectivos estabelecidos no PERSU 2020, ao forçar uma separação e recolha mais cuidadas dos resíduos.

O objectivo desta dissertação é realizar uma pesquisa bibliográfica sobre as tecnologias existentes de digestão anaeróbia em pequena escala e estudar a viabilidade da instalação de

uma unidade descentralizada de aproveitamento de resíduos em ambiente urbano, tendo em conta a perspectiva de autossuficiência dos consumos de energia de uma dada urbanização e da fertilização das áreas verdes.

2 Enquadramento legislativo

As regras a que ficavam sujeitas quaisquer gestão de resíduos em Portugal foram traçadas oficialmente no ano de 1997 com o Decreto-Lei n.º 239/97, no qual surge a definição oficial de resíduo: “quaisquer substâncias ou objectos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer, nomeadamente os previstos em portaria dos Ministros da Economia, da Saúde, da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente, em conformidade com o Catálogo Europeu de Resíduos, aprovado por decisão da Comissão Europeia”. No diploma referido foram estabelecidas as regras respeitantes à gestão de resíduos, nomeadamente a recolha, transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação, por forma a não constituir perigo para a saúde humana ou para o ambiente.

Neste decreto é referido que a gestão adequada dos resíduos é um desafio inadiável para as sociedades modernas e que a sua gestão não poderia ser executada única e exclusivamente a partir do Estado, sendo que seria reforçado o princípio da responsabilidade do produtor pelos seus resíduos.

São apresentados de seguida os principais instrumentos criados posteriormente no âmbito da gestão dos resíduos sólidos urbanos, dando maior ênfase aos resíduos orgânicos e à produção de biogás a partir dos mesmos.

2.1 PERSU I

O PERSU I ou Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos foi aprovado no ano de 1997 e trata-se da primeira referência em Portugal na organização dos Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal (Carrilho, 2012).

O principal efeito benéfico da entrada em vigor deste plano foi o ter dado origem a uma reestruturação cultural e institucional no sector dos RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), introduzindo a gestão empresarial em toda a extensão de Portugal Continental, tendo como consequência um melhoramento dos circuitos de recolha e de transporte dos RSU, implementando ainda os sistemas Municipais e Intermunicipais de gestão de RSU (MAOTDR, 2005). Para além destes factores foram também concretizados alguns objectivos como por exemplo a eliminação total das lixeiras existentes e ainda implementadas de forma geral os sistemas de recolha selectiva, cumprindo os objectivos globais de resíduos de embalagem em 2005 (MAOTDR, 2005).

No entanto, apesar de ter sido bem-sucedido numas vertentes, já noutras não se verificou uma eficácia equivalente no cumprimento dos objectivos (MAOTDR, 2005):

- Não houve a evolução prevista para as Estações de Confinamento Técnico de Resíduos Urbanos (ECTRU), sendo que 63% dos resíduos produzidos foram depositados em aterro sanitário, valor muito superior aos 23% definidos no Plano
- A valorização orgânica abrangeu 7% dos RSU e não os 25% definidos
- A reciclagem apresentou valores muito inferiores aos 25% definidos, perfazendo apenas 9%
- Não se verificou a preconizada redução no ritmo de crescimento global da produção de RSU

2.2 Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Biodegradáveis Destinados aos Aterros

Esta estratégia, ENRRBDA, foi introduzida em Julho de 2003 e estabeleceu metas e princípios orientadores que apontam as seguintes linhas diretrizes (MAOTDR, 2005):

- Redução na fonte – intervenção ao nível dos processos de fabrico e compostagem em pequena escala

- Recolha selectiva de matéria orgânica e de papel/cartão – “porta-a-porta”, em ecopontos/ecocentros, com pré-tratamento mecânico
- Valorização orgânica – por processos aeróbios, processos anaeróbios e com pré-tratamento mecânico

No que diz respeito a resíduos orgânicos biodegradáveis foram estabelecidas metas que visavam uma redução significativa da deposição destes resíduos em aterro até 2016, cerca de 35% face à quantidade total produzida em 1995 (Carrilho, 2012).

Tabela 1 - Objectivos ENRRUBDA respeitantes à recolha selectiva de resíduos orgânicos (MAOTDR, 2007).

Data	Objectivos ENRRUBDA para a recolha selectiva de resíduos orgânicos
2006	Recolher 10% dos resíduos orgânicos produzidos em 2002
2006-2016	Aumentar anualmente esta percentagem
2016	Recolher 100% dos resíduos orgânicos produzidos em 2002

2.3 PERSU II

O PERSU II foi aprovado em Dezembro de 2006. Definiu as prioridades e estabeleceu as metas a serem cumpridas para o período de 2007 a 2016 em matéria de resíduos sólidos urbanos, atribuindo e reforçando o papel decisivo dos cidadãos consumidores na separação e recolha selectiva dos resíduos. Surgiu para fazer face ao atraso no cumprimento das metas europeias de reciclagem e valorização.

Tinha como directrizes a melhoria da eficácia da gestão dos RSU, através da maximização da reciclagem e de outras formas de valorização, recorrendo cada vez menos à deposição em aterro. O PERSU II veio dar resposta às dificuldades surgidas aquando da implementação do ENRRUBDA, servindo para rever e reformular os objectivos deste. No que diz respeito aos RUB, estava previsto um reforço da valorização orgânica através dos processos de digestão anaeróbia e de compostagem, através da implementação de sistemas de recolha selectiva (MAOTDR, 2007).

Em relação à deposição de RUB (Resíduos Urbanos Biodegradáveis) em aterro verificou-se que existiam atrasos na entrada em exploração dos novos sistemas, devido a problemas de implantação da recolha selectiva dos RUB e da preparação e arranque das infra-estruturas de tratamento mecânico e biológico, o que resultou no incumprimento da meta de redução para 50% (em relação a valores percentuais do ano de 1995) da deposição de RUB em aterro, até julho de 2013 (MAOTE, 2013):

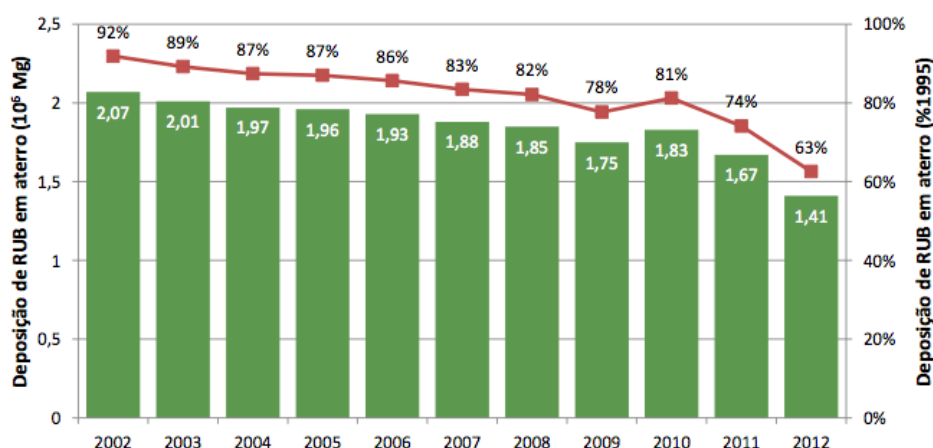


Gráfico 1 – Evolução da deposição de RUB em aterro em Portugal Continental e RAAM no período 2002-2012 (APA e INE, 2013).

No que respeita à valorização de RUB, os dados disponíveis relativos a 2012 apontam para um desvio de 280 kt face à meta identificada no PERSU II para esse ano (MAOTE, 2014).

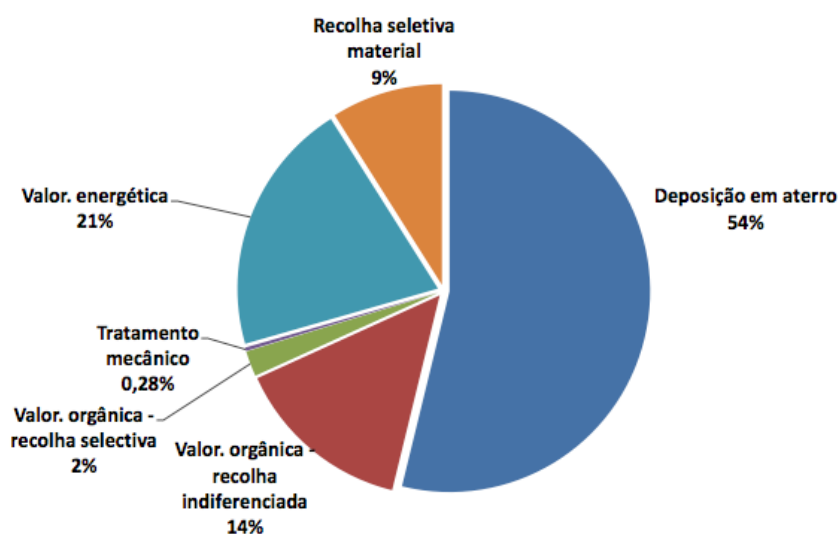


Gráfico 2 - Distribuição dos destinos de RU em Portugal Continental e RAM em 2012 (APA, 2013).

De acordo com este plano as unidades de compostagem ou de digestão anaeróbia iriam operar, numa primeira fase, através de RUB provenientes de recolha indiferenciada e, posteriormente, através do material resultante da recolha selectiva na altura em que os sistemas de recolha selectiva de RUB entrassem em funcionamento (Carrilho, 2012).

2.4 PERSU 2020

Mais recentemente, em fevereiro de 2014, foi proposto um novo documento, denominado PERSU 2020, para substituir o último documento referência, o PERSU II., Este novo documento, na sua versão provisória, foi enviado para auscultação às mais diversas entidades potencialmente interessadas ou competentes na matéria, pretendeu assim estabelecer a visão, os objectivos, as metas globais e as metas específicas para cada sistema de gestão de resíduos urbanos. Definiu as medidas a implementar no quadro de gestão de resíduos urbanos no período de 2014 a 2020, bem como a estratégia que suporta a sua execução.

A linha de orientação na gestão dos resíduos é a da promoção de uma gestão integrada no ciclo de vida dos produtos, centrada numa economia circular, garantindo uma maior eficiência na utilização dos recursos naturais (PNGR, 2011). Significa isto que é adoptada uma abordagem em que a gestão dos resíduos não se foca apenas na redução dos impactes ambientais mas também numa optimização dos recursos materiais e energéticos, tendo como consequência um estímulo das economias locais e trazer valor acrescentado para os cidadãos, para as autarquias e para as empresas.

É referido na proposta que um dos principais objectivos é a “eliminação progressiva da deposição de resíduos em aterro, com vista à erradicação da deposição directa de RU em aterro até 2030”, o que, de acordo com o Gráfico 1, será uma tarefa de esforço acrescido tendo em conta que se pretende reduzir cerca de 60% da deposição em aterro num espaço de 16 anos e que, efectivamente, apenas se reduziram cerca de 30% no período de 2002-2012 (18% no período de 2010-2012).

O evitar da deposição directa de RUB em aterros traz vantagens não apenas a nível ambiental mas também a nível de aproveitamento do potencial energético, como a produção de biogás, e do potencial económico, como os subprodutos do processo de digestão anaeróbia, tratando-se

de uma vertente pouco desenvolvida em Portugal (Ferreira, 2012). Em 2012 a deposição em aterro foi estimada em cerca de 53% contra 58% em 2011 (www.portugal.gov.pt, 2013).

No novo documento são também propostas a implementação de algumas medidas a nível de execução das metas estabelecidas (PERSU 2020, 2014):

- Acompanhamento e apresentação pública dos indicadores de resultados
- Divulgação de estudos e instrumentos de apoio à capacitação e decisão dos agentes (soluções tecnológicas, optimização de percursos, outros)
- Promoção de soluções para escoamento e valorização de materiais secundários e subprodutos
- Adopção de uma metodologia contínua de avaliação e revisão do PERSU 2020

É importante que haja uma equipa de monitorização que acompanhe todo o processo com a Autoridade Nacional dos Resíduos (ANR) de forma a analisar os potenciais desvios face aos objectivos e metas propostas.

Princípios gerais

Os princípios gerais do PERSU 2020 (PERSU 2020, 2014) são:

- Preconizar objectivos e metas (quantitativas e qualitativas), sem definir as soluções técnicas
- Privilegiar a actuação a montante na cadeia de gestão de resíduos
- Potenciar as infraestruturas existentes e promover sinergias
- Seguir os princípios da autossuficiência e da proximidade
- Responsabilizar e capacitar os municípios e sistemas de gestão de resíduos
- Sensibilizar e envolver o cidadão no processo

Objectivos

- Prevenção da produção e perigosidade dos RU
- Aumento da reutilização, da reciclagem e da qualidade dos recicláveis
- Redução da deposição de RU em aterro
- Valorização económica e escoamento dos recicláveis e subprodutos do tratamento dos RU
- Reforço dos instrumentos económico-financeiros
- Incremento da eficácia e capacidade institucional e operacional do sector
- Reforço da investigação, do desenvolvimento tecnológico, da inovação e da internacionalização do sector
- Aumento do contributo do sector para outras estratégias e planos nacionais

A redução da deposição dos RU em aterro visa aumentar a sua valorização material e orgânica, limitando o aterro aos resíduos não recicláveis ou não valorizáveis (PERSU 2020, 2014).

Em relação à produção de resíduos urbanos foi revista a meta do Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU) de 2010, em que a produção de RU per capita em Portugal deveria ser 10% inferior à verificada em 2007, cerca de 460 kg/(hab.ano) (o conceito de Capitação representa a quantidade de resíduos produzidos por habitante por unidade de tempo). No PERSU 2020 é integrado este valor, assumindo-o para o ano de 2016 tendo como referência o ano de 2012 (454 kg/hab.ano) (www.portugal.gov.pt, 2013).

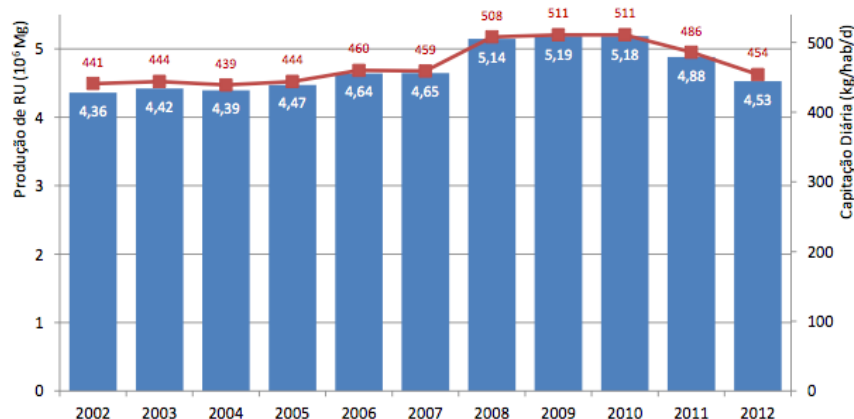


Gráfico 3 - Evolução da produção de RU em Portugal Continental no período 2002-2012 (APA e INE, 2013).

Como meta para desvio de RUB de aterro é estabelecida que até Julho de 2020, os RUB devem ser reduzidos em 35% da quantidade total, em peso, produzida em 1995.

2.5 Legislação Europeia

A Directiva 1999/31/CE, respeitante aos aterros, prevê exigências técnicas estritas para os resíduos e os aterros, de modo a evitar e reduzir, na medida do possível, os efeitos negativos sobre o ambiente e sobre as águas de superfície, as águas subterrâneas, os solos, a atmosfera e a saúde humana. Esta directiva destina-se a prevenir ou reduzir os efeitos negativos sobre o ambiente resultantes da deposição de resíduos em aterro e define pormenorizadamente as diferentes categorias de resíduos (perigosos, não perigosos, inertes) e aplica-se a todos os aterros definidos como locais de eliminação de resíduos por deposição sobre o solo ou no seu interior (www.europa.eu, 2014). Uma das principais metas desta directiva seria que cada estado-membro reduzisse a deposição de RUB em aterro em 75%, 50% e 35%, a valores de 1995, até 2006, 2009 e 2016, respectivamente (Waste Prevention and Recycling, 2010).

Dentro da União Europeia existe a Directiva 2008/98/CE que estabelece o enquadramento legal para o tratamento de resíduos na Comunidade. São elaborados conceitos-chave, como os de resíduo, valorização e eliminação, estabelecendo os requisitos essenciais para a gestão de resíduos, nomeadamente a obrigação de um estabelecimento ou uma empresa que efectue operações de gestão de resíduos estar licenciado ou registado, assim como a obrigação de os Estados-Membros elaborarem planos de gestão de resíduos. É reforçado também o conceito do poluidor-pagador, uma exigência que determina que os custos da eliminação dos resíduos sejam suportados pelo seu detentor actual, pelos anteriores detentores dos resíduos ou pelos produtores do produto que deu origem aos resíduos (Directiva 2008/98/CE, 2008).

Nesta directiva é dada a definição de bio-resíduo, que abrange quaisquer resíduos de jardim biodegradáveis, resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos restaurantes, das unidades de catering e de retalho e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos.

É também introduzida uma hierarquia de resíduos, estabelecendo-se uma ordem de prioridades do que constitui a melhor opção ambiental global na legislação e política de resíduos, sendo que se admite a existência de excepções e que certos fluxos específicos de resíduos se afastem da hierarquia estabelecida, tendo como justificação razões de exequibilidade técnica e viabilidade económica e de protecção ambiental.

Assim sendo, cada estado-membro aplicará a seguinte hierarquia enquanto princípio geral da legislação e da política de prevenção de resíduos (Directiva 2008/98/CE, 2008):

1. Prevenção e redução
2. Preparação para a reutilização
3. Reciclagem
4. Outros tipos de valorização, por exemplo a valorização energética (incineração)
5. Eliminação (aterro)

A Directiva 2000/76/CE estabeleceu medidas destinadas a prevenir ou reduzir a poluição do ar, da água e do solo causada pela incineração e a co-incineração de resíduos, assim como os riscos para a saúde humana daí resultantes. Uma das medidas diz respeito à obtenção de licenças para as instalações de incineração e co-incineração e limites de emissões para a atmosfera de certas substâncias poluentes e a sua descarga na água (www.europa.eu, 2014). São também descritas todas as medidas específicas a respeitar em relação à entrega e recepção de resíduos, às condições de exploração, aos valores-limite das emissões para a atmosfera, às descargas de águas provenientes da depuração de gases de combustão, aos produtos resíduos, assim como de controlo e monitorização e acesso à informação e participação do público, em que os pedidos de licenças para novas instalações serão postos à disposição do público antes de as autoridades competentes tomarem uma decisão acerca das instalações construir.

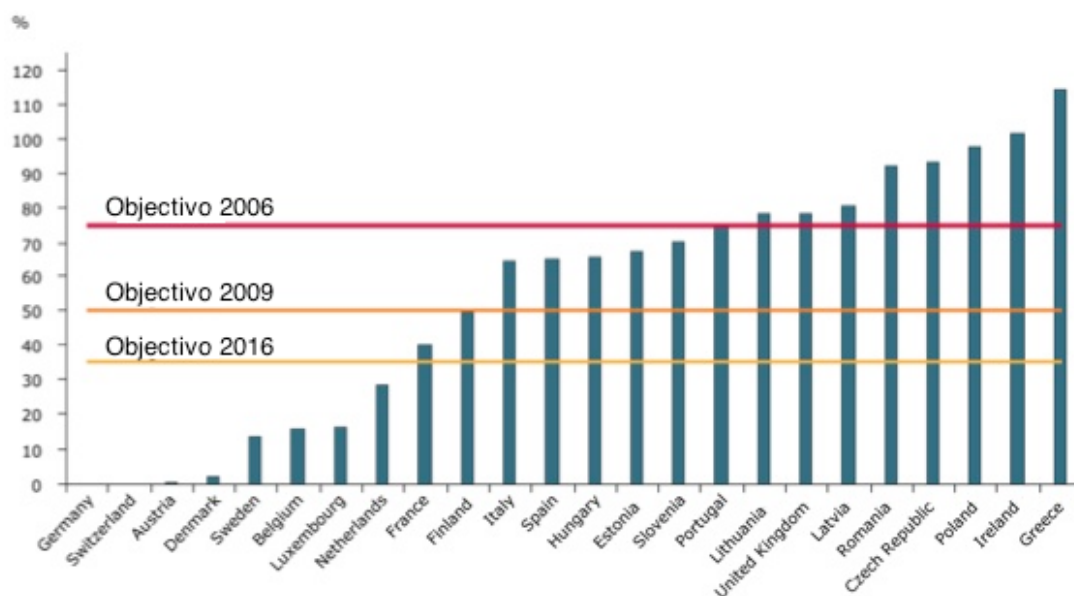


Gráfico 4 - Comparação da deposição de RUB em aterro, ano de 2006, de cada estado-membro com as metas estabelecidas (% relativa a valores de 1995) (adaptado de Waste Prevention and Recycling, 2010).

No entanto, existem outras directivas europeias que tiveram igual importância, pois permitiram abrir caminho a uma gestão dos resíduos urbanos de uma forma progressivamente mais responsável. Destaca-se a Directiva 2008/1/CE, recentemente substituída pela Directiva 2010/75/UE, relativa à prevenção e controlo integrado da poluição. Esta directiva definiu as obrigações a cumprir pelas actividades industriais e agrícolas de forte potencial poluente, estabelecendo para tal o procedimento de licenciamento e as exigências mínimas a incluir em todas as licenças, nomeadamente em termos de emissões de substâncias poluentes. O principal objectivo é evitar ou reduzir as emissões poluentes para a atmosfera, água e solo, bem como os resíduos provenientes das instalações industriais e agrícolas, de modo a alcançar um nível elevado de protecção do ambiente (www.europa.eu, 2014).

Como estas directivas permitem períodos de transacção para instalações existentes, os seus benefícios ambientais ainda não foram alcançados na sua totalidade (EU Waste Story Book, 2005).

Unidades de digestão anaeróbia

No ano de 2002 a União Europeia adoptou o Regulamento (CE) n.º 1774/2002, que estabelecia normas rigorosas em termos de saúde pública e animal aplicáveis à recolha, transporte, manuseamento, transformação e utilização ou eliminação dos subprodutos animais (DGSDC, 2004). Em 2009 surgiu o Regulamento (CE) n.º 1069/2009 que viria a substituir o último mantendo, porém, a base das normas a respeitar.

Foi introduzida a classificação dos subprodutos de origem animal em três categorias, de acordo com os riscos envolvidos para a saúde pública e para o meio ambiente (Regulamento n.º 1774/2002, 2002).

- Categoria 1 – Animais suspeito de estarem infectados com Encefalopatia Espongiforme Transmissível (a comumente chamada doença das vacas loucas que surgiu devido ao facto de o gado ter sido alimentado com subprodutos de origem animal, como por exemplo subprodutos das próprias vacas) de acordo com o regulamento n.º 999/2001 ou em caso de confirmação oficial da doença, assim como animais que tenham sido tratados ou alimentados com substâncias proibidas listadas no grupo B(3) do anexo I do concelho 96/23/EC de 29 de Abril de 1996. Quaisquer subprodutos desta categoria não poderão ser usados em unidades de digestão anaeróbia, tendo de ser eliminados por via de incineração, co-incineração ou outros métodos especificados.
- Categoria 2 – Qualquer estrume ou conteúdo do aparelho digestivo, assim como subprodutos que contenham resíduos de substâncias veterinárias e contaminantes listados no grupo B(1) e (2) do anexo I da Directiva 96/23/EC. Também se englobam animais que tenham sido importados de países não-membros e que, no decurso das análises feitas de acordo com as regras comunitárias, não respeitem os requisitos veterinários para aprovar a sua importação. Também estão incluídos animais que tenham sido mortos sem ser para consumo humano (por exemplo animais mortos para erradicar uma doença contagiosa dentro de uma determinada população). Alguns subprodutos como o estrume, o conteúdo do aparelho digestivo, o leite e colostro, caso não apresentem doenças transmissíveis e com riscos de propagação, podem ser usados em unidades de digestão anaeróbia sem quaisquer tratamentos prévios.
- Categoria 3 – Subprodutos de animais mortos que, embora sejam aptos para consumo humano, não são adequados para consumo humano por razões comerciais, assim como subprodutos que não estão aptos para consumo humano e não tenham quaisquer doenças transmissíveis. São considerados ainda o leite de animais que não demonstrem sinais de possuírem doenças transmissíveis, o sangue de animais não ruminantes que tenham sido mortos em matadouros e que tenham sido analisados por laboratórios especializados, entre outros. Outros subprodutos englobam os bio-resíduos alimentares provenientes de restauração que não estejam incluídos na categoria 1, sendo que estes bio-resíduos têm origem nos restaurantes, cantinas e cozinhas domésticas. Os subprodutos englobados nesta categoria podem ser utilizados em unidades de digestão anaeróbia desde que respeitem condições específicas.

Em relação aos requisitos específicos a respeitar a nível de processamento dos resíduos, tratamento com recurso a aquecimento, a usar na central de digestão anaeróbia, são descritos vários pontos de controlo a ter em conta, nomeadamente:

- Tamanho das partículas a inserir
- Temperatura alcançada aquando do tratamento com recurso a aquecimento
- Pressão aplicada nos resíduos
- Duração do aquecimento ou taxa de adição num sistema contínuo

Este processo de preparação tem de ser aplicado a resíduos de categoria 2, exceptuando estrume, leite, colostro e conteúdo do aparelho digestivo, destinados a centrais de biogás ou a centrais de compostagem com destino a fabrico de fertilizantes orgânicos, assim como a resíduos de categoria 1 e 2 com destino a aterro (Regulamento n.º 1774/2002, 2002).

São descritas também as premissas necessárias ao funcionamento de uma central de digestão anaeróbia, nomeadamente o tipo de equipamento que terá incorporado. No caso de se tratar de uma central destinada a processar resíduos que não tenham sofrido quaisquer tratamentos de pasteurização/higienização, ou que processe resíduos sem necessidade para tal, esta terá de possuir nas suas instalações:

- Unidade de pasteurização e higienização
- Sistema de controlo de temperatura vs intervalo de tempo e respectivo registo permanente
- Sistema de segurança que previna um aquecimento deficiente

Também é necessário que cada central tenha o seu próprio laboratório, incorporado ou externo, de forma a analisar os resíduos e controlar os parâmetros a respeitar. De uma forma geral apenas os resíduos da categoria 2 e 3 podem ser transformados numa central de digestão anaeróbia, assim como estrume, conteúdo do aparelho digestivo, leite, colostro e resíduos da categoria 3. Em relação à categoria 3, os requisitos a cumprir são os seguintes:

- Tamanho máximo das partículas antes de entrar na unidade: 12 mm
- Temperatura mínima de todo o material dentro da unidade: 70°C
- Tempo mínimo de permanência, sem interrupções, dentro da unidade: 60 minutos

Em relação aos agentes patogénicos presentes nos resíduos durante ou imediatamente após o processamento na central de biogás, ou de compostagem, estão estabelecidos os seguintes valores, para cada grama de resíduo analisado:

- *Escherichia coli*: $n=5$, $c=1$, $m=1000$, $M=5000$
- *Enterococaceae*: $n=5$, $c=1$, $m=1000$, $M=5000$

Para os resíduos analisados durante o armazenamento na central de biogás, os requisitos são:

- *Salmonella*, ausência em 25g: $n=5$, $c=0$, $m=0$, $M=0$

Em que:

- n = número de amostras a testar
- m = valor limite para o número de bactérias, em que o resultado é satisfatório se o número de bactérias em todas as amostras não excedam ' m '
- M = valor máximo para o número de bactérias, em que o resultado é considerado insatisfatório se o número de bactérias em uma ou mais amostras é igual a ' M ' ou superior
- c = número de amostras de bactérias que podem situar-se em ' m ' e ' M ', sendo que a amostra é considerada aceitável se a contagem das mesmas seja igual a ' m ' ou inferior

2.6 Miniprodução e microprodução em Portugal

O Decreto-Lei n.º 25/2013 estabelece os regimes remuneratórios aplicáveis às diversas formas de produção de electricidade, assim como as correspondentes regras de relacionamento comercial, tendo como base o anterior Decreto-Lei n.º 34/2011. Neste último decreto fica definido que “miniprodução” é a actividade de pequena escala de produção descentralizada de electricidade, recorrendo, para tal, a recursos renováveis e entregando, contra remuneração, electricidade à rede pública na condição que exista consumo efectivo de electricidade no local da instalação'. Além de permitir que o produtor consuma a electricidade produzida pela sua instalação, permite-lhe também vender a totalidade dessa electricidade à rede eléctrica de serviço público com tarifa bonificada.

Em relação à microprodução o Decreto-Lei n.º34/2011 estabelece que estas unidades de produção não podem possuir uma potência de ligação à rede superior a 3,68 kW. Para ambas as unidades de produção estão previstos dois regimes de remuneração, geral e bonificado.

Para as instalações de miniprodução estão previstos três escalões, em função da potência instalada:

- Escalão I: $< 20 \text{ kW}$
- Escalão II: $20 < \text{kW} \leq 100$
- Escalão III: $100 < \text{kW} \leq 250$

No que diz respeito às remunerações previstas no regime bonificado, de acordo com o despacho da Direcção Geral de Energia e Geologia (DGEG) ficam estabelecidos os valores de referência para o ano de 2014 no que respeita às tecnologias de produção que não a solar fotovoltaica, sendo que será de 218 €/MWh durante o primeiro período de 8 anos e de 115 €/MWh para o segundo período de 7 anos, relativamente à microprodução. Em relação à miniprodução o preço de venda é calculado tendo como base a tarifa referência, sendo que para o escalão I esta será de 159 €/MWh durante os primeiros 15 anos para tecnologias que não a solar fotovoltaica. Após os primeiros 15 anos de funcionamento da unidade a energia passa a ser vendida à rede ao preço de mercado, nas mesmas condições das grandes centrais de produção.

A tarifa a aplicar depende do escalão onde está inserida a unidade de produção de energia, sendo que o produtor cuja unidade de miniprodução se insira no escalão I é remunerado com base na tarifa de referência que vigorar à data da emissão do certificado de exploração. As unidades dos escalões II e III são remuneradas com base na tarifa mais alta que resultar das maiores ofertas de desconto à tarifa de referência apuradas nos respectivos escalões (Decreto-Lei n.º 25/2013). As tarifas além de variarem de acordo com o escalão da unidade de produção, variam também de acordo com a energia primária utilizada, sendo que para o biogás é aplicada a percentagem de 60% à tarifa de referência, neste caso terá o valor de 95,4 €/MWh.

Os valores das tarifas de remuneração têm vindo a sofrer alterações nos últimos anos, sendo que em 2011, no Decreto-Lei n.º34/2011, fixou-se o valor de 250 €/MWh para a tarifa de referência para a miniprodução, comparando com os 159 €/MWh do despacho actual da DGEG. Em relação à microprodução os valores de referência para o ano de 2011 eram de 400 €/MWh para o primeiro período e de 240 €/MWh para o segundo período, sem que o biogás estivesse referido nas percentagens de redução previstas para outras fontes que não a solar fotovoltaica. De acordo com o último despacho da DGEG de 26 de Setembro de 2013, o valor da tarifa de referência para 2014 situa-se nos 218€/MWh durante o primeiro período de 8 anos e nos 115€/MWh durante o segundo período de 7 anos.

Por último, foi aprovado recentemente os regimes jurídicos aplicáveis à produção de eletricidade destinada ao autoconsumo, através de unidades de produção para autoconsumo e à produção de eletricidade para venda à rede eléctrica de serviço público (RESP) a partir de recursos renováveis e por intermédio de unidades de pequena produção (www.portugal.gov.pt, 2014). Passa a ser possível produzir energia eléctrica sem a obrigatoriedade de injectar a energia produzida na rede.

3 Digestão anaeróbia

Digestão anaeróbia consiste num processo durante o qual a matéria biodegradável é decomposta por um conjunto de reacções que ocorrem na ausência de oxigénio. Como consequência deste processo é produzido um gás rico em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) que pode ser usado para produção de calor e electricidade. Outro dos produtos resultantes é o líquido digerido, uma biomassa estabilizada semi-sólida (Solomie A. Gebrezgabher, 2009).

Dentro do processo de digestão anaeróbia existem pelo menos sete etapas:

1. Hidrólise de biopolímeros
2. Fermentação de aminoácidos e açúcares
3. Oxidação anaeróbia dos ácidos gordos de cadeia longa
4. Oxidação anaeróbia dos produtos intermediários (ácidos voláteis, com a excepção do acetato) a acetato e hidrogénio
5. Homoacetogénese
6. Conversão de acetato a metano pelas bactérias acetoclásticas
7. Conversão do hidrogénio a metano pelas bactérias hidrogenotróficas

Trata-se de um sistema complexo do ponto de vista da bioquímica e, normalmente, a digestão anaeróbia é apresentada numa forma simplificada, agrupada em quatro principais fases como indica a figura seguinte:

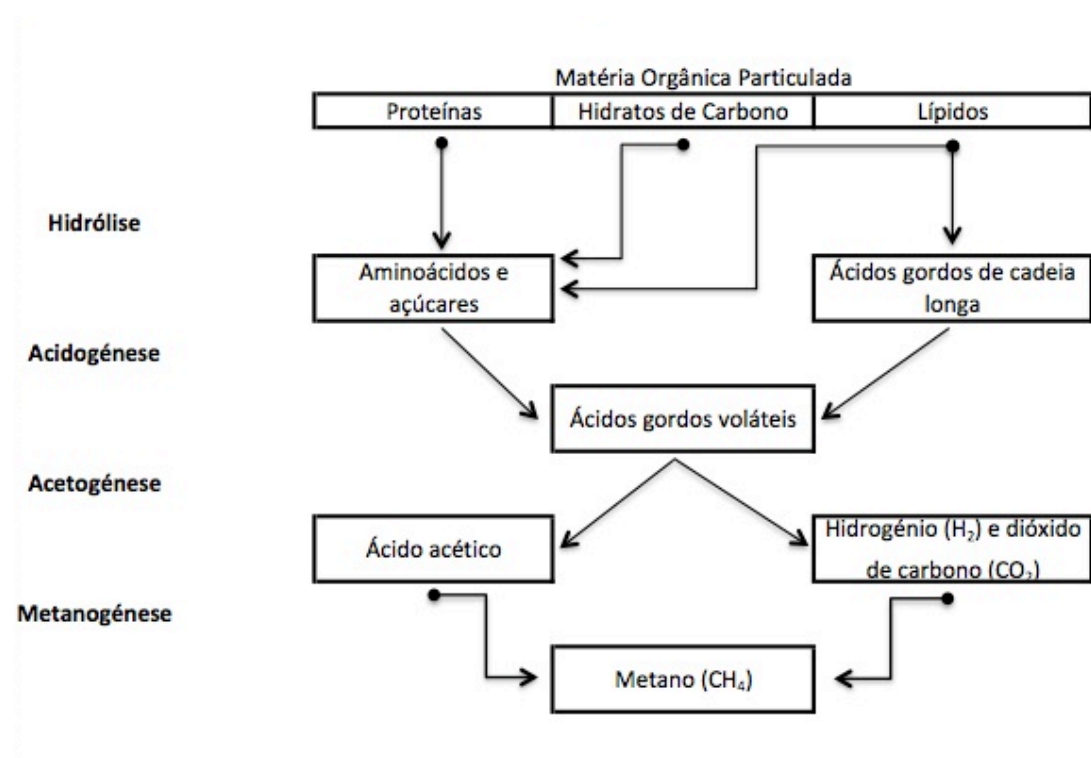


Figura 2 – Principais fases do processo de digestão anaeróbia (adaptado de www.wter.eu)

3.1 Hidrólise

A hidrólise é a primeira fase de todo o processo, na qual ocorre a conversão das moléculas orgânicas complexas (hidratos de carbono, proteínas e lípidos) nos seus respectivos monómeros (aminoácidos, açúcares e ácidos gordos) através da actuação de exo-enzimas. Trata-se de um processo demorado, cuja velocidade depende de diversos factores, sendo que a superfície específica e tipo de substrato (Eastman e Ferguson, 1981) são os mais revelantes.

Com substratos ricos em material ligno-celulósicos ou gorduras esta é a etapa que limita a duração e o grau de conversão de todo o processo de digestão (Li et al.,2011).

3.2 Acidogénese

Nesta fase, as bactérias acidogénicas convertem os produtos da fase anterior, monómeros, em ácidos gordos voláteis de cadeia curta. Os ácidos, quando produzidos durante uma fermentação na presença de oxigénio produzem um forte odor, porém como esta digestão é anaeróbia e em ambiente fechado, não existe libertação significativa de odores (Shawn Mallon, 2007).

A população acidogénica representa cerca de 90% da população bacteriana total dos digestores anaeróbios e apresentam reduzidos tempos de duplicação, o que faz com que esta etapa, ao contrário da hidrólise, não seja uma etapa limitante no que diz respeito à duração do processo de digestão.

3.3 Acetogénese

A terceira fase do processo de digestão anaeróbia efectua a transformação dos produtos da acidogénese (ácidos gordos voláteis) em ácido acético, dióxido de carbono e hidrogénio. Existem dois principais tipos de bactérias envolvidas neste processo: bactérias acetogénicas e homoacetogénicas.

As primeiras, bactérias acetogénicas ou sintróficas, também designadas por acetogénicas produtoras obrigatórias de hidrogénio, fermentam ácidos orgânicos (butírico e propiónico) e compostos neutros (etanol e propanol) em hidrogénio e acetato (Zeikus, 1981).

As bactérias homoacetogénicas, bactérias utilizadoras de hidrogénio, promovem a formação de ácido acético essencialmente a partir de hidrogénio e dióxido de carbono (Zeikus, 1981). Estas bactérias, embora em pequeno número dentro do digestor, têm a capacidade de utilizarem variados substratos, o que faz da sua presença um factor determinante em digestores anaeróbios.

3.4 Metanogénese

Trata-se da etapa final no processo de digestão anaeróbia, na qual ocorre a produção de metano a partir do ácido acético (cerca de 70% do metano é produzido a partir deste ácido (Alves, 1998)), do hidrogénio e do dióxido de carbono produzidos nas fases anteriores. Esta é uma fase sensível, visto que as bactérias metanogénicas que executam a conversão do acetato são muito sensíveis a condições adversas, como por exemplo a choques orgânicos, hidráulicos e à presença de toxinas no digestor (Alves, 1998)

Nesta fase, o excesso de oxigénio é um factor de inibição das bactérias metanogénicas, caso não tenha sido removido previamente.

As principais transformações ocorridas nesta fase podem ser trazidas pelas seguintes equações (Alves, 1998):

1. $4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$
2. $CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$
3. $4HCOO^- + 4H^+ \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$
4. $4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$

4 Parâmetros que condicionam a digestão anaeróbia

Em ambiente de reacção anaeróbia existem diversos parâmetros que afectam a velocidade de cada uma das fases expostas anteriormente. Destacam-se a temperatura, o pH, a concentração de nutrientes e a toxicidade do meio.

4.1 Temperatura

Existem várias gamas de temperatura de operação de um digestor anaeróbio, dentro das quais diferentes tipos de bactérias começam a desenvolver a sua actividade de acordo com a temperatura que lhes é mais favorável.

Actualmente estão identificadas três gamas de temperatura de funcionamento de um digestor anaeróbio, sendo que, por razões económicas, as gamas mais usadas são a mesofílica (a cerca de 35°C) e termofílica (próximo dos 55°C) (Kardos, 2011), visto que oferecem velocidades de reacção superiores em comparação com a gama psicofílica.

Tabela 2 - Gama de temperaturas (adaptado de Kardos, 2011).

Gama	Intervalo óptimo de temperatura
Psicofílica	0-25 °C
Mesofílica	25-45 °C
Termofílica	45-60 °C

Nos digestores usados actualmente, as gamas de temperaturas mais utilizadas são a mesofílica, devido ao seu desempenho operacional, e a gama termofílica, porque permite a destruição de microrganismos patogénicos e uma boa separação entre a fracção sólida e líquida (Crespo, 2013). No entanto, as gamas de temperatura a utilizar num sistema de digestão dependem do tipo estrutura de cada substrato, pelo que não existe uma gama ideal a utilizar, existindo um conjunto de factores (substrato, rentabilidade do sistema, entre outros) que podem levar a operar um sistema numa determinada gama de temperatura.

Tabela 3 – Principais vantagens e desvantagens entre as gamas mesofílica e termofílica (adaptado de Kardos, 2011).

Gama	Vantagens	Desvantagens
Mesofílica	<ul style="list-style-type: none">• Tolerância considerável a alterações no meio• Custo de investimento e de operação inferiores à da gama termofílica	<ul style="list-style-type: none">• Maior tempo de permanência da biomassa no digestor• Requer digestores com maior volume
Termofílica	<ul style="list-style-type: none">• Metabolismo das bactérias mais acelerado• Maior produção de gás• Gás produzido com elevado teor de metano• Menor tempo de permanência da biomassa no digestor• Necessário menor volume para o digestor• Elimina maiores quantidades de microrganismos patogénicos	<ul style="list-style-type: none">• Requer maior quantidade de energia para aquecimento• Maior sensibilidade a flutuações de temperatura• Maior exigência no controlo da temperatura• Sensibilidade a toxinas de metais pesados

De acordo com a tabela 3 verifica-se que existem algumas desvantagens da gama termofílica comparativamente à gama mesofílica. No entanto, a gama termofílica produz consideravelmente maiores quantidades de biogás e com um maior conteúdo de metano (Kardos, 2011). Isto deve-se ao facto de esta gama proporcionar um metabolismo mais

acelerado das bactérias e de requerer um menor volume de matéria orgânica, sendo que o volume do digestor é mais reduzido, assim como a quantidade de subprodutos resultantes.

De salientar que alterações nas diferentes gamas de temperatura afectam os microrganismos a elas associados, o que faz com a eficiência do processo aumente ou diminua consoante as alterações que se fizerem sentir. Estudos demonstram que a produção de gás decresce rapidamente acima dos 60°C e interrompe por completo acima dos 70°C pelo que se torna fundamental manter uma temperatura estável dentro do digestor (Kardos, 2011).

4.2 pH

O pH depende essencialmente da alcalinidade, pressão parcial de CO₂, da concentração de ácidos voláteis e do amoníaco no meio (Ribeiro, 2004), sendo que afectam sobretudo a taxa de crescimento dos microrganismos ao influenciar a utilização das fontes de carbono, as reacções de síntese e a produção de metabolitos extracelulares (Sakharova, 1976). Outros estudos revelam que também influencia a morfologia e estrutura das células, afectando assim os fenómenos de adesão e floculação (Oldham, 1993).

O valor ideal de pH para o processo de digestão anaeróbia encontra-se entre os 6,8 a 7,2 (Crespo, 2013). No entanto, verifica-se que cada fase possui um valor óptimo de pH distinto.

Tabela 4 - Diferentes intervalos de valores de pH para as diferentes fases da digestão anaeróbia (adaptado de Khalid, 2011 e Alves, 1998).

Fase	pH
Hidrólise	5,5
Acidogénese	6,5
Acetogénese	7-7,4
Metanogénese	6,5-7,2

Como se verifica na Tabela 3, existem valores de pH distintos para cada fase da digestão e, actualmente, alguns utilizadores preferem executar o processo em duas fases separadas, uma para a hidrólise/acidificação e outra para a acetogénese/metanogénese (Crespo, 2013), visto que as duas primeiras fases do processo tendem a ter valores de pH mais baixos e as bactérias envolvidas na metanogénese são extremamente sensíveis a variações nos valores de pH (zona óptima entre os 6,5 e os 7,2) (Appels, 2008). Com a separação das duas fases agrupadas, é possível controlar de forma mais eficiente a acidificação do digestor que é uma das principais causas de falha do processo de digestão, devido ao facto de se acumularem ácidos gordos voláteis, subproduto das bactérias acidogénicas (Alves, 1998).

A correcção dos níveis de pH normalmente é feita com a adição de produtos químicos alcalinos, nomeadamente com recurso a bicarbonato de sódio. Este irá actuar de forma a alterar ligeiramente o valor de pH para o nível desejado, fazendo-o sem alterar significativamente o equilíbrio físico e químico do número de microrganismos mais sensíveis a este tipo de alterações do meio (Crespo, 2013).

4.3 Nutrientes

Os nutrientes necessários ao desenvolvimento das bactérias podem subdividir-se em dois grupos: macronutrientes e micronutrientes. A diferença entre os dois grupos diz respeito apenas à quantidade necessária que as bactérias requerem para o seu metabolismo. Alguns exemplos de macronutrientes são o carbono, azoto, fósforo e enxofre. Em relação aos micronutrientes destacam-se o ferro, níquel, sódio, potássio, cálcio, zinco, cobre, manganésio, cobalto, entre outros.

É necessária especial atenção na fase da metanogénese, visto ser uma etapa limitante do processo de digestão anaeróbia, sendo fundamental satisfazer os requisitos nutricionais de modo a assegurar a eficiência e a estabilidade do processo (Alves, 1998).

Há razões entre nutrientes que devem ser respeitadas, nomeadamente a razão entre o carbono e o azoto. Esta razão se for muito baixa significa que há um forte teor de azoto no processo, resultando num acumular de amónia no digestor, conduzindo a um aumento do pH para valores superiores a 8,5, o que provoca um cessar de actividade das bactérias metanogénicas e uma consequente diminuição na produção de biogás (Verma, 2002). Se a razão entre os dois elementos for elevada, o forte conteúdo em carbono provocará um rápido consumo do azoto disponível por parte das bactérias metanogénicas, tendo como consequência a diminuição da produção de biogás (Carrilho, 2012). Diversos valores são propostos por diferentes estudos para os rácios ideais entre carbono e azoto (% de peso), como a razão de 20/30 (Weiland, 2006), de 22/25 (Bouallagui et al. (2009a) ou de 20/35 (Guermond et al., 2009).

O enxofre é essencial no processo de digestão, visto que está envolvido na síntese de aminoácidos e é também um elemento presente na co-enzima M que está envolvida nas reacções metanogénicas. Em excesso provoca o aumento das bactérias redutoras de enxofre, provocando um aumento do ácido sulfídrico no biogás resultante (Carrilho, 2012). O ferro, níquel e cobalto são importantes para obter uma elevada conversão de acetato em metano. O níquel está também envolvido nos passos terminais das reacções metanogénicas, visto que é um dos constituintes do factor F430 (grupo de enzimas), e ainda na estabilidade estrutural das bactérias (Alves, 1998).

Os valores para as necessidades nutricionais das bactérias são estimados com base na composição elementar de diferentes bactérias metanogénicas e nas características médias de crescimento de uma dada população (Alves, 1998).

4.4 Toxicidade

Variadas substâncias tóxicas podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, podendo ser produzidas dentro do digestor ou trazidas do meio circundante para dentro do processo de digestão anaeróbia. Algumas das substâncias inibidoras do processo são o oxigénio, o amoníaco, os sulfuretos, os ácidos gordos voláteis e os metais pesados.

É preciso ter em conta de que todos os parâmetros de toxicidade que serão descritos a seguir estão relacionados com a temperatura, pH e taxa de nutrientes do meio. Assim, uma alteração brusca no meio irá fazer com que várias vertentes inibidoras sejam manifestadas, sendo fundamental manter um equilíbrio entre todos os parâmetros constituintes.

Oxigénio

Considera-se o oxigénio como um elemento tóxico a todo o processo de digestão, visto que este processo de digestão decorre na sua ausência. No entanto, estudos revelam que a presença deste elemento pode melhorar a fase da hidrólise, visto que esta pode ocorrer também na presença de oxigénio, porém a sua presença em concentrações elevadas provoca a oxidação do carbono presente em dióxido de carbono, reduzindo assim o potencial de produção de metano do sistema (Botheju, 2009).

Amoníaco

É um composto importante para o processo de digestão anaeróbia, sendo uma das principais fontes de azoto para as bactérias metanogénicas. Porém, em concentrações elevadas torna-se inibidor, provocando uma redução na qualidade do biogás produzido ao diminuir o conteúdo do mesmo em metano. A sua actuação como inibidor está essencialmente dependente da sua concentração e da temperatura do digestor (Chen, 2007), sendo que quanto mais elevada a temperatura maior será a sua concentração. Consequentemente o regime mais afectado pela presença de amoníaco é o regime termofílico, visto que decorre a temperaturas mais elevadas.

Sulfuretos

Na digestão anaeróbia, a redução dos sulfatos é indesejada por várias razões. O biogás produzido terá um elevado teor em ácido sulfídrico (H_2S), que é um gás muito corrosivo e tóxico, sendo que a sua remoção ainda é bastante dispendiosa (Isa, 1985).

A presença dos sulfatos e a subsequente formação de sulfuretos pode induzir a precipitação de metais essenciais no digestor, como o ferro, níquel e cobalto, podendo assim reduzir consideravelmente a sua disponibilidade para os microrganismos. Isto afectará o crescimento e desenvolvimento dos mesmos e resultará num decréscimo da produção de biogás (Isa, 1985).

No entanto, a sua presença em quantidades razoáveis tem efeitos benéficos no processo de digestão, desde que a concentração de 100 mg/L na forma não ionizada (H_2S) não seja ultrapassada (Alves, 1998). A formação de sulfuretos permite precipitar metais pesados que são tóxicos, como o cobre, chumbo e zinco (Isa, 1985).

Ácidos gordos voláteis

Os ácidos gordos voláteis são um dos intermediários do processo de digestão anaeróbia, estando presentes maioritariamente sob a forma de ácido acético, ácido propiónico e ácido butírico. Porém, em concentrações elevadas tornam-se tóxicos para as bactérias metanogénicas, visto que provocam uma descida acentuada do pH do meio (Alves, 1998).

Quando ocorre um desequilíbrio no meio, seja na temperatura, pH ou toxicidade, as bactérias metanogénicas não conseguem utilizar toda a quantidade de hidrogénio e ácidos gordos voláteis produzidos, levando a uma acumulação destes e provocando assim um aumento no pH do digestor. Os ácidos gordos voláteis ficam assim numa forma em que conseguem penetrar na membrana celular das células, inibindo a sua actividade (Crespo, 2013).

A eficiência de um digestor pode ser estimada com base na concentração de ácidos gordos voláteis presentes no meio, sendo que é um dos parâmetros mais importantes a monitorizar (Sarita, 2008).

Metais pesados

Os metais pesados com maior relevância são o cobalto, ferro, cobre, zinco, cádmio, níquel e crómio. Uma característica que os distingue de outras substâncias tóxicas é o facto de não serem biodegradáveis, podendo assim acumular-se até atingirem concentrações potencialmente tóxicas. Diversos estudos apontam para a presença de metais pesados em excesso como sendo uma das principais causas de interrupção e consequente falha dos digestores (Chen, 2007).

Os sulfuretos são amplamente utilizados como agente de precipitação de metais pesados, sendo que os métodos mais utilizados para mitigar os efeitos dos metais pesados são a precipitação, absorção e quelação por parte de ligantes orgânicos e inorgânicos (Chen, 2007).

5 Parâmetros operacionais

5.1 Carga orgânica

A carga orgânica é a medida de capacidade de conversão biológica de um sistema e indica a quantidade de sólidos voláteis presentes na matéria orgânica e que podem ser digeridos (Babae, 2011), representando assim um parâmetro de controlo importante em sistemas contínuos, sendo calculada com base na seguinte fórmula (Crespo, 2013):

$$8. \quad Cv = \frac{S_i \times F}{V}$$

- Cv , Carga Orgânica volumétrica aplicada ao digestor ($\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)
- S_i , Concentração de substrato no afluente (kg.m^{-3})
- V , Volume do digestor (m^3)
- F , Caudal de afluente no digestor ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$)

Se a alimentação do sistema for feita com uma carga orgânica baixa o digestor irá operar de forma ineficiente. No entanto, se for a carga orgânica estiver demasiado elevada pode resultar numa diminuição da produção de biogás devido à acumulação de substâncias inibidoras, nomeadamente de ácidos gordos voláteis, descritos anteriormente (Crespo, 2013).

A quantidade de carga orgânica a alimentar no sistema depende do tipo de resíduos que compõem o afluente que é inserido no digestor, visto que são estes que vão determinar o nível de actividade bioquímica dentro do digestor (Babae, 2011). Valores típicos para a quantidade de carga orgânica em digestores de gama mesofílica encontram-se entre os 2,0-3,0 $\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, enquanto que para digestores de gama termofílica estes valores sobem para cerca de 5,0 $\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Os processos mesofílicos raramente conseguem suportar cargas superiores a 5,0 $\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e os processos termofílicos a 8,0 $\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ (Zupancic e Grilc, 2012).

5.2 Tempo de retenção hidráulico

O tempo de retenção hidráulico diz respeito ao tempo médio de permanência dos resíduos no interior do digestor e tem uma influência directa no processo de digestão anaeróbia. Este período de retenção hidráulico depende do tipo de digestor a instalar, da carga e tipo de matéria orgânica a utilizar e da temperatura do meio (Wang, 2014). É calculado de acordo com a seguinte relação:

$$9. \quad TRH = \frac{V_R}{C}$$

- TRH , Tempo de Retenção Hidráulico (dias)
- V_R , volume do digestor anaeróbio (m^3)
- C , caudal de entrada de substrato no digestor anaeróbio ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)

Num processo de digestão anaeróbia deve considerar-se o tempo de retenção para a fase líquida e para a fase sólida, designadamente, o tempo de retenção hidráulico (TRH) e o tempo de retenção de sólidos (TRS), respectivamente.

O TRH condiciona o desempenho dos sistemas, visto que se o tempo de retenção for muito curto, a produção de biogás irá ser baixa e o volume de efluentes a tratar à saída do digestor será maior, mas também implicando um menor custo de investimento no que diz respeito ao volume do digestor. Por outro lado, quanto maior for o tempo de retenção hidráulico menor será a quantidade de efluente a tratar para um dado tamanho do reactor e maior será a quantidade de biogás produzido (Pereira, 2010).

O TRS depende da capacidade do digestor, por via de meios físicos e mecânicos, reter a biomassa do processo por períodos mais longos do que os que se verificam para o escoamento hidráulico, evitando o aparecimento de zonas mortas ou caminhos preferenciais no interior do digestor (Crespo, 2013). É determinado de acordo com a seguinte relação:

$$10. TRS = \frac{V \times C_s}{C}$$

- *TRS*, Tempo de Retenção de sólidos (dias)
- *V*, volume do digestor anaeróbio (m³)
- *C_s*, concentração de sólidos voláteis no digestor (kg SV.m⁻³)
- *C*, carga de sólidos voláteis aplicada no digestor (kg SV.d⁻¹)

Tem de existir uma relação entre a produção de biogás e o volume do digestor para que os tempos de retenção sejam determinados de forma a otimizar o processo de digestão. Normalmente o tempo de retenção hidráulico num digestor é reduzido de forma a baixar os custos de investimento, desde que não implique a perda de biomassa por arrastamento nas descargas (Crespo, 2013). Para os casos em que estejam envolvidos efluentes líquidos, a relação TRH < TRS é a mais desejável. No caso da digestão anaeróbia de resíduos sólidos, como os substratos contêm elevados teores de sólidos, é possível a relação TRH=TRS, visto que não há fluxo de água (Crespo, 2013).

Em média, o tempo de retenção hidráulico para o regime mesofílico é de 15-25 dias (25-45°C), enquanto que para o regime termofílico é de 3-10 dias (45-60°C) (Kardos, 2011). Isto justifica-se pelo facto de que o processo de digestão no regime termofílico é feito a temperaturas mais elevadas, sendo que as reacções são feitas a um ritmo mais rápido.

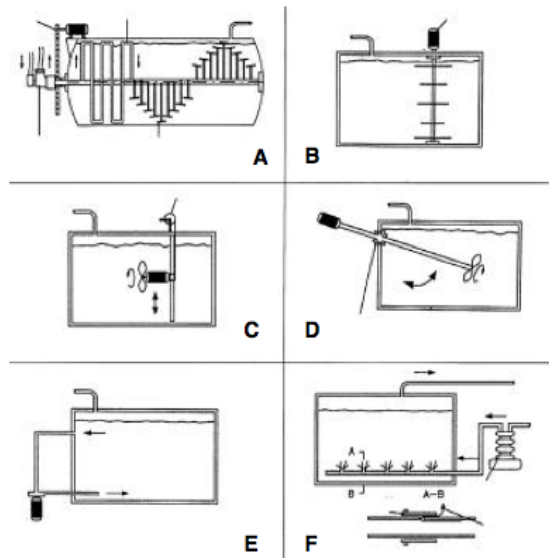
5.3 Mistura do digestor

A mistura é outro factor importante durante o processo de digestão anaeróbia, pois promove a transferência de calor entre o substrato e os microrganismos, reduzindo o tempo de retenção hidráulico, assegurando assim a homogeneidade no volume total do digestor e melhorando a sequência de reacções a ocorrer.

Uma boa mistura permite evitar a formação de espumas, a deposição de sólidos no fundo do digestor e permite ainda libertar as bolhas de biogás presas nas lamas. Um meio homogéneo a nível de composição química e de temperatura é fundamental para uma produção consistente de biogás (Rivera-Salvador, 2010).

A configuração dos agitadores nos digestores, ou seja, o número de agitadores, o posicionamento, a altura do posicionamento e o alinhamento em relação ao volume do digestor e substrato é, na maior parte dos casos, baseado na experiência dos fabricantes e das equipas responsáveis pelo funcionamento dos sistemas (Lemmer, 2013). Verifica-se que na prática os mais frequentemente usados são os agitadores mecânicos.

Os agitadores são geralmente agrupados em três tipos de sistemas: mecânicos, hidráulicos e de recirculação e injeção de biogás.



- A – Agitador mecânico de pás horizontal
 B – Agitador mecânico de pás vertical
 C – Agitador mecânico de hélice ajustável
 D – Agitador mecânico de hélice em eixo rotativo
 E – Agitador hidráulico de recirculação de digerido
 F – Agitador de recirculação e injeção de biogás

Figura 3 - Diferentes tipos de agitadores (adaptado de Wellinger, 1999).

Os agitadores correspondem até cerca de 50% do consumo total de energia que o digestor requer para ser operado, pelo que evitar o funcionamento permanente dos agitadores, sempre que o substrato o permitir, torna-se uma medida relevante a nível de poupança de energia e de redução das emissões de CO₂, contribuindo para a neutralidade das emissões durante o processo (Lemmer, 2013).

5.4 Aquecimento do digestor

O aquecimento do digestor é uma componente importante de todo o processo devido ao facto de a temperatura afectar variados aspectos das reacções que se dão no interior do digestor, esta deve ser ajustada de acordo com a fase em que se dá a reacção de digestão (mesofílica ou termofílica) e o tipo de isolamento existente na estrutura.

Deve ser mantida uma temperatura o mais constante possível dentro do digestor de forma a manter o processo e produção de biogás estáveis. No entanto, ocorrem sempre variações de temperatura em diferentes áreas no interior do digestor que podem ser o resultado da estação do ano e das condições climáticas do meio circundante. Algumas possíveis causas destas variações são (Seadi, 2008):

- O adicionar de nova matéria orgânica com uma temperatura diferente da que já está no interior do digestor
- Formação de camadas ou zonas de temperatura resultantes de isolamento ou mistura deficientes, assim como um incorrecto dimensionamento do sistema de aquecimento
- Colocação incorrecta da estrutura de aquecimento
- Variações elevadas da temperatura exterior

De forma a alcançar e manter a temperatura constante no interior do digestor e compensar eventuais perdas de calor, o digestor deve ser isolado e aquecido por uma fonte externa. Normalmente, usa-se como fonte o calor desperdiçado no processo de digestão da própria central (Seadi, 2008).

6 Digestores anaeróbios

O digestor é o componente mais importante de um sistema de digestão anaeróbica, visto que é onde se processa toda a matéria orgânica que dará origem à produção de biogás. Os digestores podem ser feitos de vários materiais incluindo aço, betão, alvenaria ou plástico, e podem ser instalados à superfície ou no subsolo, sendo que o tamanho dos digestores determinará a dimensão das instalações finais da unidade de digestão anaeróbia, que podem situar-se entre alguns metros cúbicos, no caso das instalações domésticas de pequena dimensão, até algumas centenas ou mesmo milhares de metros cúbicos, no caso das instalações comerciais de grande dimensão (Al Seadi, 2008).

Para além de serem estanques, todos os digestores possuem um sistema de entrada da matéria orgânica e um sistema de saída do biogás e da matéria digerida (Al Seadi, 2008).

O tipo de digestor a ser escolhido é determinado por alguns parâmetros a ter em conta, nomeadamente (Bisschops, 2009):

- Teor de humidade
 - Via húmida
 - Via seca
- Temperatura de operação
 - Gama psicrófila
 - Gama mesófila
 - Gama termófila
- Número de etapas
 - Reactor simples
 - Reactores em série
- Alimentação
 - Descontínuos (batch)
 - Contínuos

6.1 Teor de humidade

Existem dois tipos de digestão dependendo do teor de humidade, trata-se da digestão por via húmida ou por via seca. Digestores de via húmida usam matéria orgânica com uma quantidade de sólidos igual ou inferior a 16%, enquanto que os digestores de via seca usam matéria orgânica com uma quantidade de sólidos entre os 22-40%. Os digestores de via seca são amplamente usados com resíduos sólidos urbanos ou com desperdícios de vegetação ao invés dos vários tipos de estrume (Ward, 2008).

Quando a percentagem de sólidos presentes na matéria orgânica é igual ou inferior a 16%, a mesma não necessita de nenhum tratamento adicional, para além da redução da dimensão das partículas de forma a evitar entupimentos. O alto teor de humidade tem a desvantagem de aumentar o volume total do digestor a instalar quando comparando com os digestores de via seca, sendo esta uma das desvantagens em relação aos sistemas que usam matéria orgânica com baixo teor de humidade (Ward, 2008).

Tabela 5 - Exemplos de resíduos usados num digestor anaeróbio (Monnet, 2003).

Teor de humidade do substrato	Exemplos de resíduos
Via húmida	<ul style="list-style-type: none">• Lamas de ETAR• Estrume• Chorumes
Via seca	<ul style="list-style-type: none">• Resíduos orgânicos domésticos• Dejectos de animais com elevado teor em palhas• Resíduos verdes não lenhosos

Existem algumas vantagens e desvantagens na utilização de ambas as vias de digestão, nomeadamente a nível de custos dos equipamentos usados e na quantidade de biogás produzido:

Tabela 6 - Vantagens e desvantagens de cada via, húmida e seca (Carrilho, 2013).

Teor de humidade do substrato	Vantagens	Desvantagens
Via húmida	<ul style="list-style-type: none"> • Custo reduzido dos equipamentos • Maior robustez dos equipamentos e maior resistência à ocorrência de entupimentos e bloqueios 	<ul style="list-style-type: none"> • Menor produção de biogás • Necessita de maior área de instalação
Via seca	<ul style="list-style-type: none"> • Maior produção de biogás • Necessita de menor área de instalação 	<ul style="list-style-type: none"> • Equipamentos mais complexos, caros e de difícil operação • Maior susceptibilidade à ocorrência de bloqueios, entupimentos e falhas no processo de digestão

6.2 Número de etapas

O propósito de existirem sistemas com várias etapas de processamento é a separação das fases de hidrólise-acidificação da acetogénese-metanogénese, visto que estas não têm as mesmas condições óptimas de funcionamento no meio envolvente (temperatura, pH, etc.). Assim sendo, tendo em conta que dentro dos digestores são percorridas todas as fases descritas no capítulo 3, os digestores que usem várias etapas, tipicamente de duas etapas, para processar a matéria orgânica conseguem obter uma maior estabilidade em comparação com um digestor de etapa única. Os digestores de várias etapas conseguem maior protecção contra as variações de carga orgânica devido ao facto de a metanogénese, fase bastante sensível, ser tratada numa primeira etapa separada, sendo que a matéria que passa para a segunda etapa atinge um elevado grau de homogeneização, estando assim mais estável ao restante processamento (Ward, 2008).

Apesar de mais vantajosa a nível de processamento, estes digestores têm um preço mais caro de instalação e manutenção (Ward, 2008).

6.3 Alimentação

Existem dois tipos de digestores do ponto de vista de input e output de matéria orgânica: digestores de tipo descontínuo, ou 'batch', e de tipo contínuo. Os digestores descontínuos são sistemas simples e com pequenos requisitos de operação e manutenção. São normalmente usados para digerir matéria orgânica com baixo teor de humidade (Al Seadi, 2008). São alimentados com uma determinada quantidade de matéria orgânica, sendo que após a alimentação inicial o digestor é selado e mantido fechado durante um determinado período de tempo. Durante este período de tempo, podendo situar-se entre 4 a 8 semanas, dependendo do tipo de matéria orgânica, a matéria orgânica é processada e após este período a matéria digerida é retirada de dentro do digestor e este volta a ser alimentado. A instalação pode ser feita em apenas um tanque ou em vários tanques, dependendo nas necessidades de produção de biogás, assim como na disponibilidade e quantidade de matéria orgânica a usar (Samer, 2012).

Os digestores de tipo contínuo são designados desta forma devido ao facto de a cada alimentação diária do digestor corresponder um volume diário de matéria orgânica fermentada como output do mesmo, sendo que normalmente requerem manutenção e alimentação diárias (Samer, 2012). A matéria orgânica no interior dos digestores contínuos move-se com recurso a meios mecânicos ou por via da pressão exercida pela matéria orgânica acrescentada em último, no período entre a entrada do substrato no digestor e a saída aquando

da retirada de outra quantidade de matéria orgânica, sendo que o período de permanência situa-se entre os 14 e os 40 dias. Este período de retenção pode ser alterado e reduzido com o auxílio de agitadores e aquecimento da carga introduzida (Samer, 2012).

Ao contrário dos digestores descontínuos, os digestores contínuos conseguem produzir biogás de forma contínua sem interrupção para nova carga de alimentação ou para o retirar da matéria digerida, sendo que se trata de uma vantagem significativa, a da previsão da produção constante e previsível. Estes digestores podem ser verticais, horizontais ou com múltiplos tanques (Al Seadi, 2008).

6.4 Tipos de digestores

Digestores anaeróbicos descontínuos (Batch)

Existem três tipos distintos de digestores descontínuos:

- Etapa única – Sistema que envolve a recirculação da matéria orgânica digerida do fundo do reactor para o seu topo, tornando-se assim um sistema de agitação parcial (Monnet, 2003).

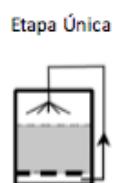


Figura 4 - Digestor de etapa única (adaptado de Vandevivere et al., 2001).

- Etapas múltiplas – Estes sistemas possuem dois ou mais reactores em simultâneo. A matéria orgânica digerida pelo primeiro reactor, que contém um teor elevado em ácidos orgânicos, é dirigida para um segundo reactor onde irá ocorrer a metanogénese. Por sua vez a matéria digerida no segundo reactor, desta vez já com um baixo teor de ácidos, é combinado com um agente de pH tampão e de seguida recirculado para o segundo e, posteriormente, para o primeiro reactor. Desta forma é garantida a estabilização do pH no primeiro e segundo digestores (Monnet, 2003).

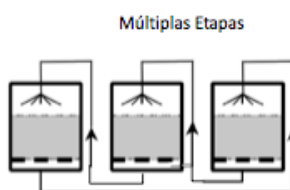


Figura 5 - Digestor de etapas múltiplas (adaptado de Vandevivere et al., 2001).

- Híbrido batch-UASB – Sistema semelhante ao de etapas múltiplas com dois reactores e com retenção da matéria orgânica, sendo que a principal diferença consiste em que o primeiro reactor é descontínuo. O reactor batch irá ser alimentado com as lamas provenientes do digestor UASB (Upflow anaerobic sludge blanket), onde ocorrerá a maior parte da etapa da metanogénese (Muthukumar, 2012).

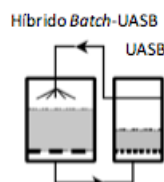


Figura 6 - Digestor híbrido batch-UASB (adaptado de Vandevivere et al., 2001).

Digestores anaeróbios contínuos

- Digestor de mistura completa – Continuous stirred-tank reactor (CSTR) – Sistema que é alimentado regularmente com uma determinada quantidade de matéria orgânica, determinada de acordo com o período de retenção. Em simultâneo uma igual quantidade de matéria digerida é removida do reactor, mantendo desta forma um volume constante dentro do reactor. Este reactor possui um sistema de mistura permanente, possibilitando desta forma um contacto mais eficiente entre o substrato e os microrganismos. Digestores de pequenas dimensões podem ser alimentados algumas vezes por dia enquanto que nos digestores de maiores dimensões a alimentação pode ocorrer de forma mais frequente, por exemplo de hora em hora. Normalmente este tipo de reactores necessitam de períodos de retenção hidráulicos mais longos, que podem variar entre semanas até a alguns meses (Bisschops, 2009). O tempo de retenção de sólidos (TRS), que descreve a razão entre o conteúdo em sólidos totais no reactor e a taxa de perda de sólidos para o efluente, é igual ao tempo de retenção hidráulico (Vandevivere, 2001).

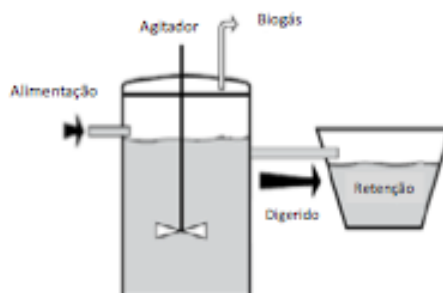


Figura 7 - Digestor de mistura completa (adaptado de Bisschops, 2009).

- Digestor de fluxo pistão (plug flow) – Este tipo de reactor é adequado a substratos com elevadas concentrações de sólidos. Têm uma estrutura mais horizontal que possui tubos consideravelmente longos em que a alimentação é feita numa das extremidades, induzindo assim a deslocação de todo o substrato, terminando na saída de uma igual quantidade do mesmo pela outra extremidade. Nem sempre possuem sistema de mistura e quando o têm instalado, é executado apenas na vertical, pelo que a composição do substrato será diferente nas várias zonas do digestor. Se não possuir sistema de mistura, será mais difícil de atingir um equilíbrio para cada alimentação, sendo esta mistura levada a cabo pelo efeito da gravidade. A digestão é assim executada em diferentes fases em simultâneo, tanto na horizontal como na vertical (Bisschops, 2009).

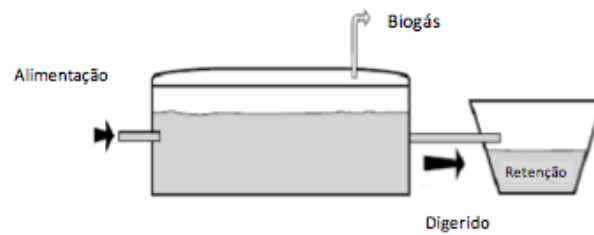


Figura 8 - Digestor de fluxo pistão (plug flow) (adaptado de Bisschop, 2009).

- Digestor de leito de lamas de fluxo ascendente (UASB – upflow anaerobic sludge blanket) – Este digestor é constituído por uma camada de lamas com alto teor de granulação, localizada na parte inferior sem qualquer tipo de suporte, e um filtro na parte superior constituído por flocos de pequeno tamanho e em que a concentração de biomassa é menor. As lamas na parte inferior do reactor irão processar os ácidos orgânicos voláteis contidos na matéria orgânica (Muthukumar, 2012). O gás produzido e alguma biomassa flutuante que existe na secção superior são separados da corrente líquida de saída por meio de um separador gás-sólido-líquido colocado no topo do digestor (Alves, 1998).

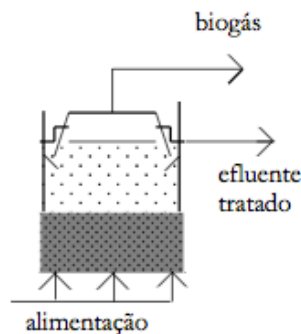


Figura 9 - Digestor UASB (Alves, 1998).

- Digestor de contacto – Digestor que tem um processo de funcionamento muito semelhante ao digestor CSTR, com a diferença de possuir um decantador que efectua a separação e recirculação das lamas, permitindo assim uma elevada concentração de biomassa no digestor. A agitação no interior do digestor pode ser mecânica ou por meio de injeção do biogás (Alves, 1998).

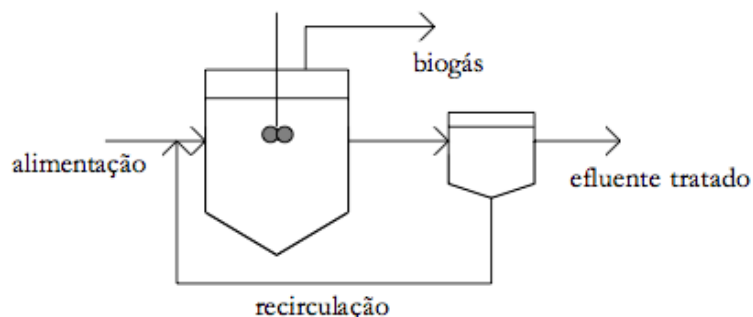


Figura 10 - Digestor de contacto (Alves, 1998).

7 Sistemas de digestão anaeróbia

A tecnologia e tipologia usadas nos sistemas de digestão anaeróbia variam de país para país, dependendo também das condições climáticas e da própria legislação em vigor. Outros factores que influenciam a tipologia dos sistemas são a disponibilidade e acesso à energia. Assim sendo, com base no tamanho, função e localização, os sistemas podem ser distribuídos em três categorias distintas (Seadi, 2008):

- Muito pequena escala – Sistemas de dimensão familiar
- Pequena ou média escala – Sistemas agrícolas
- Média a grande escala – Sistemas centralizados e de co-digestão anaeróbia

Relativamente aos sistemas de pequena escala e muito pequena escala, estes são caracterizados com base nas suas características principais e no país no qual são encontrados mais frequentemente (Bisschop, 2009).

Em países em desenvolvimento como o Nepal, China ou Índia, estão instalados milhões de sistemas de digestão anaeróbia de muito pequena escala, em que são usados os desperdícios de actividade agrícola como fonte matéria orgânica. O biogás produzido na maior parte dos casos serve para as necessidades de calor e iluminação das famílias (Seadi, 2008). Os sistemas usados são robustos, baratos, simples de operar e com uma manutenção de baixo custo. Como são utilizados em climas de temperaturas mais elevadas, normalmente não existem sistemas de controlo de temperatura nem é necessário aquecimento durante o processo, tendo assim períodos de retenção hidráulico mais demorados (Seadi, 2008).

7.1 Sistema de cúpula fixa

Este tipo de digestores têm vindo a ser construídos na China desde 1936 e é o tipo de digestor mais usado nos países em desenvolvimento (Bisschops, 2009).

O sistema de cúpula possui um compartimento para a digestão anaeróbia da matéria orgânica, um dispositivo de retenção do biogás produzido e um tanque de saída para armazenamento e remoção da matéria digerida, sendo que o biogás produzido é armazenado e recolhido na parte superior do digestor (Werner, 1989). A produção de gás aumenta a pressão no interior do digestor, provocando a deslocação da matéria digerida para o tanque de saída e, quando parte do biogás é extraído do digestor, uma quantidade de matéria digerida volta para o compartimento principal (Werner, 1989).

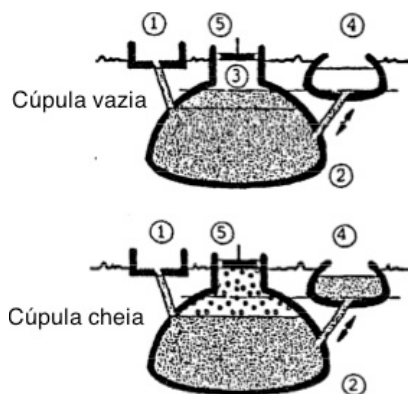


Figura 11 - Esquema básico do funcionamento de um sistema de cúpula fixa (adaptado de Werner, 1989).

Na figura 10 é apresentado o esquema básico de funcionamento de um sistema de cúpula fixa onde estão representados os principais componentes:

- 1- Entrada de matéria orgânica
- 2- Compartimento de digestão

- 3- Cúpula de armazenamento do biogás produzido
- 4- Tanque de saída da matéria digerida
- 5- Tubo de saída de gás

A pressão no interior do digestor não se mantém constante, ao invés, aumenta com a quantidade de gás que é produzido e armazenado no topo da estrutura, sendo que para otimizar o processo pode ser usado um dispositivo de controlo da pressão ou então uma cúpula separada que permita armazenar parte do biogás produzido, de forma a manter a pressão o mais constante possível. Estes tipos de sistemas são feitos com uma estrutura à base de alvenaria e de uma camada de parafina ou pintura betuminosa na zona de armazenamento de gás de forma a evitar fugas (Werner, 1989). Devem estar enterrados, o que os torna propícios a climas mais frios, podendo ser aquecidos se necessário, até ao topo da estrutura como forma de medida de prevenção, sendo que a dimensão do digestor não ultrapassa os 20 m³, com a cúpula a ter entre 3 a 4 m³. Estes sistemas são contínuos, no entanto pode ser alimentado com substrato suficiente para ficar em processamento durante alguns dias, desde que o compartimento seja grande o suficiente (Werner, 1989).

Tabela 7 - Vantagens e desvantagens do sistema de cúpula fixa (adaptado de Werner, 1989).

Sistema de cúpula fixa	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> Baixo custo de instalação Tempo de vida útil bastante longo (20 a 50 anos) Construção robusta e compacta que evita corrosões 	<ul style="list-style-type: none"> Podem existir fugas de gás na cúpula, o que requer a instalação de isolantes Podem surgir fendas irreparáveis na estrutura A variação na pressão dificulta a recolha e utilização do biogás produzido Necessita de mão-de-obra especializada para a sua construção

De seguida será feita uma descrição sucinta dos principais tipos de digestores de cúpula fixa usados um pouco por todo o mundo.

- Modelo chinês – Trata-se de um digestor cuja capacidade se situa entre os 6 a 10 m³ e é tipicamente alimentado com lamas de esgoto domésticas, estrume animal e outros desperdícios domésticos. É operado num modo semi-contínuo em que o novo substrato é adicionado uma vez por dia, sendo que uma quantidade igual de mistura líquida é retirada diariamente. Como não possui sistema de mistura, a sedimentação das partículas sólidas suspensas têm de ser removidas 2 a 3 vezes por ano, quando uma grande parte do substrato é removido e uma pequena parte, normalmente um quinto do conteúdo do digestor, é mantida (Seadi, 2008).

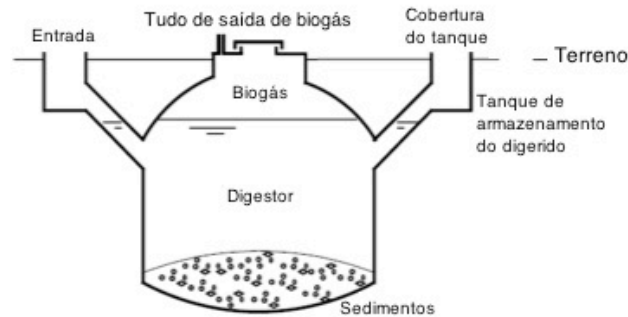


Figura 12 - Sistema de digestão anaeróbia do tipo modelo chinês (adaptado de Seadi, 2008).

- Modelo deenbandhu – Introduzido em 1984, veio substituir o anterior modelo Janta que possuía uma estrutura que não permitia uma boa circulação do substrato no interior do digestor, assim como tornava propício a existência de fissuras que comprometia o armazenamento do biogás produzido. O modelo deenbandhu é um modelo semelhante ao modelo chinês mas de construção com um custo mais reduzido, sendo que o compartimento para armazenamento do biogás produzido possui um volume menor e usa uma cúpula em polietileno que é mais eficiente na retenção do biogás produzido (Rajendran, 2012 e Bisschops, 2009). No topo é retirada a tampa amovível e fica apenas a estrutura do tubo de saída do biogás.

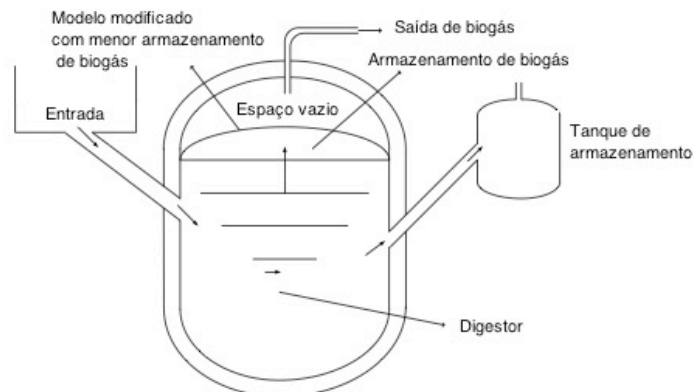


Figura 13 - Sistema de digestão anaeróbia do tipo deenbandhu (adaptado de Rajendran, 2012).

- Modelo Camartec – Modelo simplificado da versão chinesa que foi desenvolvido na Tailândia na década de 80. Possui uma cúpula hemisférica com base numa fundação rígida e horizontal (Kossmann, 1997). Algumas vantagens deste modelo são a construção mais simples e barata, devido à base horizontal, que pode ser executada em praticamente todo o tipo de solos, e o risco de fissuras ser bastante reduzido na zona de armazenamento do biogás produzido (Ainea E.K., 1992).

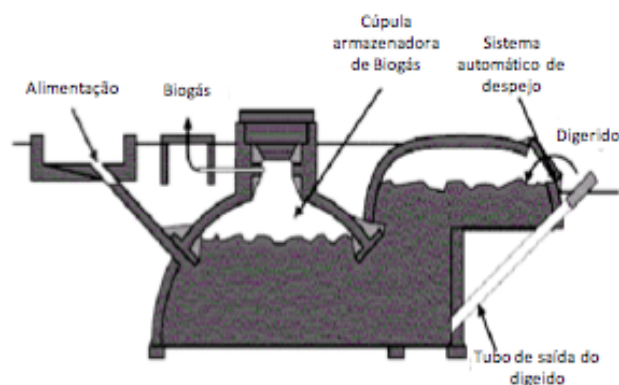


Figura 14 – Sistema de digestão anaróbia do tipo Camartec (adaptado de Kossmann, 1997).

7.2 Sistema de cúpula flutuante

Este modelo foi desenvolvido em 1962 e é um dos modelos mais usados em aplicações domésticas em toda a Índia (Rajendran, 2012). Consiste num digestor cilíndrico e uma cúpula amovível, servindo de gasómetro, na parte superior do digestor. Normalmente são feitos a partir de tijolo, betão ou alvenaria, enquanto que o tambor é feito de metal e são usados para processar excrementos de origem animal e humana com um input diário. Relativamente às dimensões deste tipo de sistemas podem ir desde 5-15 m³ para sistemas domésticos familiares a 20-100 m³ para estruturas agrícolas de dimensão industrial (Werner, 1989).

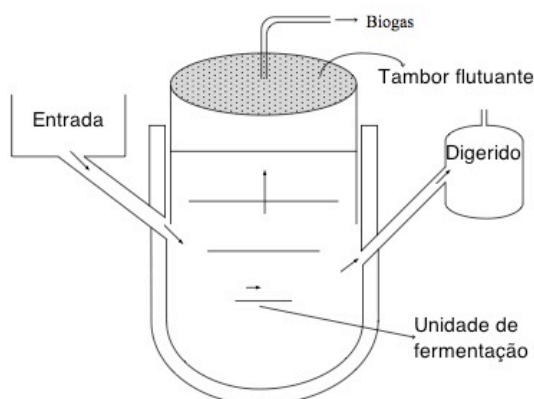


Figura 15 - Sistema de digestão de cúpula flutuante (adaptado de Rajendran, 2012).

O tambor colocado no interior do digestor pode deslocar-se na vertical de acordo com a quantidade de gás acumulado no topo do mesmo, aplicando assim a pressão necessária de forma a que o gás circule de forma adequada. Os digestores de cúpula flutuante produzem biogás a pressão constante com variação no volume de substrato, sendo que de acordo com o posicionamento do tambor pode detectar-se facilmente a quantidade de biogás acumulada (Rajendran, 2012).

De seguida são sintetizadas as principais vantagens e desvantagens destes sistemas assim como a descrição breve de alguns dos mais usados.

Tabela 8 - Vantagens e desvantagens do sistema de cúpula flutuante (adaptado de Werner, 1989).

Sistema de cúpula flutuante	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> Fáceis de operar e instalar Gestão do biogás é feita a pressão constante Volume de biogás armazenado é facilmente detectável, facilitando a gestão de input de matéria orgânica 	<ul style="list-style-type: none"> O tambor de metal tem um elevado custo, assim como uma manutenção intensiva de forma a evitar corrosões Se forem usados substratos com elevado conteúdo fibroso podem ficar acumulados no tambor

- Modelo Indiano – Modelo concebido em 1950 e é feito a partir de tijolo ou de betão reforçado e a cúpula feita a partir de fibra de vidro ou plástico reforçado, sendo que se deixou de usar metal na estrutura devido a problemas de corrosão. A pressão no interior do digestor depende do peso da cúpula, podendo ser usada esta característica para elevar ou diminuir a pressão no interior (Bisschop, 2009).

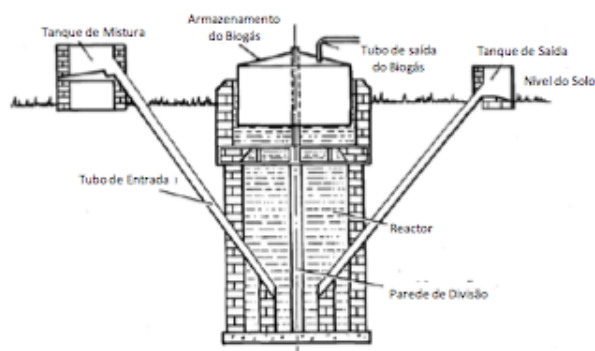


Figura 16 - Sistema de digestão anaeróbia do modelo indiano (adaptado de Bisschop, 2009).

- Modelo water-jacket – São sistemas caracterizados por um tempo de vida útil muito longo e uma característica que o distingue dos restantes é a ausência do tanque de armazenamento de substrato digerido (Werner, 1989). São também sistemas que oferecem uma componente higiénica superior, devido ao melhor isolamento do tambor, não acarretando custos de instalação muito superiores (Kossmann, 1997).

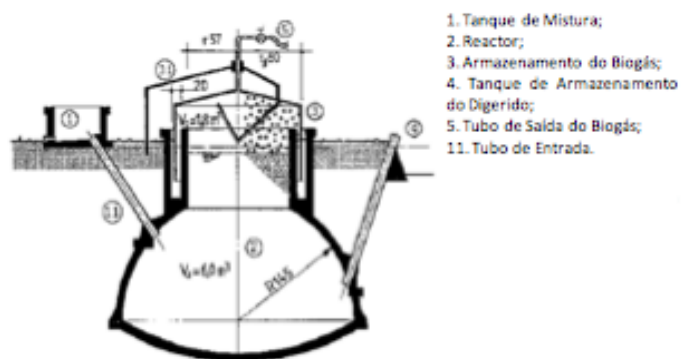


Figura 17 - Sistema de digestão anaeróbia do modelo water-jacket (adaptado de Werner, 1989)

7.3 Sistema de saco

O sistema de saco é outro dos principais sistemas usados, desenvolvido na Tailândia na década de 60, e consiste num balão de plástico ou borracha em que a parte superior e inferior servem para armazenar biogás e substrato digerido, respectivamente (Werner, 1989).

A pressão exercida é controlada de acordo com o peso do digestor e de outros pesos adicionados sobre o saco, que tem de ter uma estrutura reforçada de forma a suportar as condições do meio ambiente e a ser o mais estável possível. O tempo de vida útil situa-se entre os 2-5 anos (Werner, 1989).

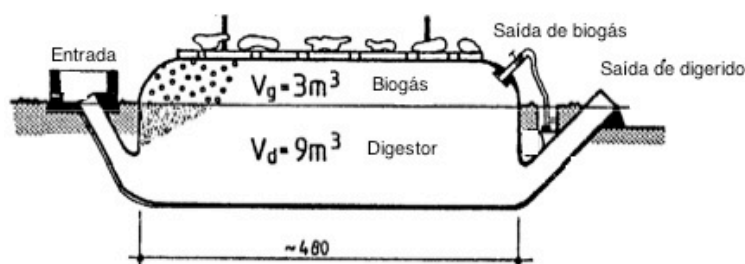


Figura 18 - Sistema de digestão anaeróbica do tipo de saco, com respectiva dimensão de referência (adaptado de Werner, 1989).

São usados para processarem matéria orgânica proveniente de suínos e o período de retenção ronda os 60 dias a uma temperatura de 15-20°C e 20 dias a 30-35°C, o que é facilmente alcançado visto que a estrutura em plástico é fina o suficiente para permitir o aquecimento do digestor através da radiação solar, por exemplo. Os custos de construção são mais baixos comparando com os outros tipos de estruturas apresentadas até agora, em que o tamanho do digestor pode variar entre 10 a 20 metros, em comprimento, e 5 metros em circunferência (Bisschop, 2009).

Tabela 9 - Vantagens e desvantagens de o sistema de digestão aneróbica de saco (adaptado de Werner, 1989).

Sistema de saco	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Podem ser adquiridos em pré-fabricado de baixo custo • Possível instalação em locais com elevada precipitação e elevado nível de subida das águas 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa pressão do sistema exige colocação de pesos na parte superior da estrutura • Não é possível remover as lamas acumuladas • O plástico usado tem um período de vida muito curto, podendo ser facilmente danificado • Normalmente não pode ser reparado por habitantes locais, requerendo mão-de-obra exterior

8 Sistemas de digestão anaeróbia centralizados de média a grande escala

Os sistemas centralizados podem ser divididos em duas vias principais: via seca e a via húmida. Dentro destas duas vias existem várias unidades com características distintas, sendo apresentadas de seguida as várias estruturas:

- Via seca
 - Dranco
 - Kompogas
 - Valorga
 - BRV
- Via húmida
 - BTA
 - Waasa

8.1 Via seca

Nos sistemas de via seca a matéria orgânica inserida no interior do digestor possui um teor de sólidos entre 20-40%, sendo que apenas as substâncias com um teor superior a 50% é que necessitam de ser diluídas. Este tipo de matéria orgânica, por ter um elevado conteúdo de sólidos, impõe algumas necessidades a nível de recolha, processamento e mistura, que são bastante diferentes das necessidades da matéria orgânica usada na via húmida. Os equipamentos usados para este tipo de funções é consideravelmente mais caro do que os necessários na via húmida (Vandevivere, 2001).

De seguida são descritos sucintamente os principais digestores comerciais utilizados:

- Dranco – Neste tipo de processo a mistura ocorre com base na recirculação do digerido que é extraído na base do digestor, misturado com digerido novo (normalmente uma parte de resíduo digerido por seis partes de digerido novo) e recirculado para a parte superior do digestor. Tem sido usado com sucesso no tratamento de resíduos com um teor de sólidos entre os 20-50%. O volume do digestor, tal como no sistema Valorga, pode ser ajustado de acordo com a capacidade necessário, no entanto, não são construídos para exceder os 3300 m³ de volume e 25 m de altura (Vandevivere, 2001).

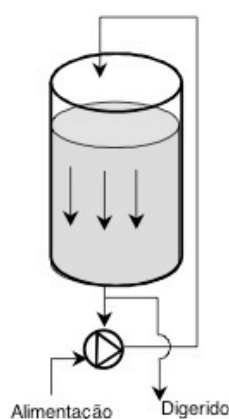


Figura 19 - Sistema Dranco (adaptado de Vandevivere, 2001).

- Kompogas – Este processo funciona de forma semelhante ao sistema Dranco, exceptuando que opera com um digestor plug flow colocado na horizontal em reactores cilíndricos. Dentro do digestor existem pás que permitem misturar o substrato de forma a homogeneizar toda a mistura. Este sistema requer que o teor em

sólidos da matéria orgânica seja próximo dos 23%, sendo que a valores mais baixos as partículas mais pesadas tendem a acumular-se na base do digestor e a valores superiores a 23% a matéria orgânica cria demasiada resistência à circulação dentro do digestor, devido à maior viscosidade da mistura. Devido a constrangimentos de natureza mecânica, o volume do digestor é fixo e a capacidade da central é ajustada construindo vários digestores em paralelo, cada um com uma capacidade entre 15000-25000 toneladas/ano (Vandevivere, 2001).

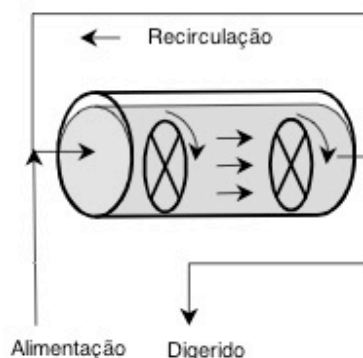


Figura 20 - Sistema Kompogas (adaptado de Vandevivere, 2001).

- Valorga – O sistema Valorga é um pouco diferente do anterior tendo em conta que o digestor plug flow é circular numa estrutura cilíndrica e a mistura ocorre com recurso à injeção de biogás a altas pressões na base do digestor a cada 15 minutos. Esta forma de misturar a matéria orgânica não necessita de recirculação para diluir o substrato que entra no digestor. Uma desvantagem deste sistema tem que ver com o facto de surgirem entupimentos nas tubagens que injectam biogás no digestor, sendo que a manutenção requer mão-de-obra especializada. Tal como no sistema Kompogas a água resultante é recirculada para obter um teor em sólidos em cerca de 30%, no interior do digestor. O volume do digestor, tal como no sistema Dranco, pode ser ajustado de acordo com a capacidade necessário, no entanto, não são construídos para exceder os 3300 m³ de volume e 25 m de altura (Vandevivere, 2001).

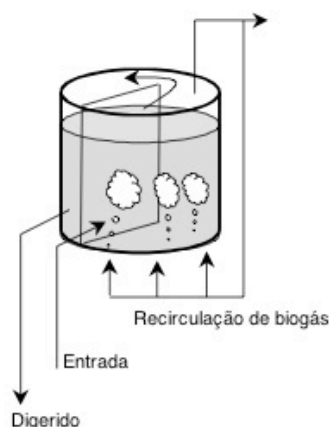


Figura 21 - Sistema Valorga (adaptado de Vandevivere, 2001).

- BRV – Este sistema utiliza duas etapas para o processamento da matéria orgânica. Primeiramente é realizada a hidrólise em condições favoráveis de forma a otimizar ao máximo esta etapa. Após a hidrólise o substrato é bombeado através de digestores metanogénicos num circuito plug-flow horizontal, em que a digestão demora cerca de 25 dias a 55°C e com um teor de sólidos situados nos 22%. A principal vantagem deste sistema é permitir o uso de matéria seca, reduzindo assim o tamanho dos digestores e o uso de um pistão que completa a higienização sem necessidade de

recorrer a uma etapa de pasteurização. No entanto, o circuito horizontal requer o uso de sistemas de limpeza de forma a remover os materiais mais pesados que se acumulam no fundo, assim como o uso de sistemas de mistura no interior do digestor para prevenir a deposição de uma camada de resíduos (Vandevivere, 2001).

8.2 Via húmida

- BTA – Numa primeira fase, a matéria orgânica com 10% em teor de sólidos que sai da pasteurização sofre um processo em que lhe é retirada grande parte da água que contém, sendo que o líquido resultante é enviado para um reactor metanogénico. A matéria sólida resultante é misturada com água para o efeito e hidrolisada em condições mesofílicas, no qual o pH se situa entre os 6-7, usando para isso a água contida no reactor metanogénico. O pH do output do reactor de hidrólise é mais uma vez processado de forma a retirar a água presente na matéria orgânica, sendo o líquido resultante novamente enviado para o reactor metanogénico. Este sistema tem algumas desvantagens como a ocorrência de deposição de resíduos pesados no fundo dos digestores, obstrução da canalização, para além de ser um sistema que requer 4 digestores individuais ao passo que noutros sistemas é possível realizar o mesmo tipo de operações com apenas um digestor (Vandevivere, 2001).
- Waasa – Processo desenvolvido na Finlândia no ano de 1989 para o tratamento de resíduos orgânicos, consiste numa estrutura que permite triturar, homogeneizar e diluir a matéria orgânica em várias etapas sequenciais. No final, é obtida uma matéria orgânica com teor em sólidos entre os 10-15%, em que a lama resultante é digerida e os sólidos resultantes são mantidos em suspensão com recurso a propulsores verticais (Vandevivere, 2001). Noutra etapa a matéria orgânica é inserida numa câmara de retenção, no qual irá estabilizar durante alguns dias para permitir uma higienização adequada. No entanto, após sair desta câmara a matéria orgânica será pasteurizada e para isso será injectado vapor de forma a manter 70°C durante aproximadamente uma hora.

9 Produção e potencial existente em Portugal

Em 2008, a produção primária de biogás em Portugal foi de 23 ktep, sendo que as principais fontes de matéria orgânica foram unidades de produção agropecuária, resíduos sólidos urbanos, lamas de ETAR e uma unidade centralizada de co-digestão. A principal utilização dada ao biogás produzido é a produção de electricidade (Ferreira, 2012). Em 2011 estima-se que a produção primária tenha rondado os 45 ktep (Euroobserver, 2012).

Em 2010 foram produzidos cerca de 97 GWh de electricidade a partir do aproveitamento de biogás e em Setembro de 2011 foram alcançados os 38.9 MW de potência instalada, sendo que no período entre 2001 e 2009 houve um crescimento de 53,4% (Ferreira, 2012).

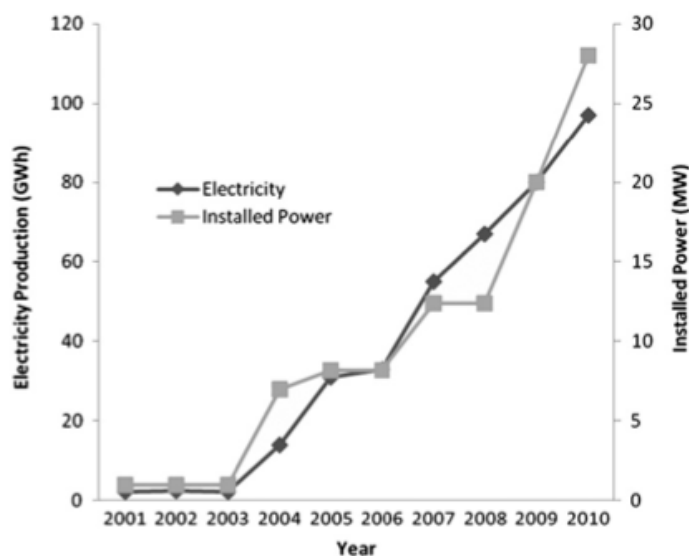


Gráfico 5 - Produção de electricidade e capacidade instalada acumulada (Ferreira, 2012).

O Plano Nacional de Acção para as Energias Renováveis, elaborado no ano de 2009, estabelece que até ao ano de 2020 Portugal terá de ter 150 MW de capacidade instalada. No entanto, realça-se que no ano de 2003 o governo de então estabeleceu o objectivo de chegar aos 50 MW até ao ano de 2010, sendo que posteriormente este valor subiu para os 100 MW. Em julho de 2010, com 22 MW de capacidade instalada, cerca de 10% do potencial existente, o país encontra-se bastante longe dos objectivos estabelecidos (Ferreira, 2012).

Em termos de potencial, se forem combinados os sectores dos resíduos municipais, agropecuária, agro-alimentar e ETARs, existem 873 Mm³/ano de biogás a aproveitar, correspondendo a cerca de 2008 GWh/ano, cerca de 3,75% de toda a electricidade produzida e importada no ano de 2008. Se for contabilizado, e devidamente aproveitado, o calor produzido durante o processo, cerca de 2881 GWh/ano, o potencial total situa-se nos 4889 GWh/ano (Ferreira, 2012).

O biogás produzido em Portugal a partir da fracção fermentável dos resíduos sólidos urbanos é obtido através da recolha em aterros e através de unidades de digestão anaeróbia centralizadas, sendo que ao biogás de aterro corresponde uma potência instalada de 4,9 MW distribuídos por quatro centrais de valorização (Carrilho, 2012; Envirogas, 2005).

10 Caso de estudo

10.1 Localização

O presente caso de estudo diz respeito a uma urbanização localizada no concelho de Odivelas, denominada urbanização da Quinta-Nova (coordenadas gps: 38.799430, -9.178802), sendo constituída por 41 edifícios destinados a habitação e serviços. Cada edifício possui sete pisos destinados a habitação e mais dois destinados a serviços e garagens. A construção da urbanização foi executada entre os anos 2000 a 2001.



Figura 22 - Localização geográfica da urbanização da Quinta-Nova.

10.2 População

A estimativa no número de residentes dentro da urbanização foi feita tendo em conta o número de habitações e das respectivas tipologias. Para isso foi determinado o número de habitações de cada tipologia, sendo que neste caso tratam-se de habitações do tipo T2 e do tipo T3 em cada um dos edifícios. A distribuição de habitantes teve como referência o número de quartos de cada fracção, pelo que um T2 teria dois quartos e estabeleceu-se que seria um quarto de casal, dois residentes, mais um quarto, com um residente. Desta forma, obtiveram-se os seguintes valores:

Tabela 10 - Estimativa do número de habitantes da urbanização.

Nºedifícios: 41			
T2		T3	
Fracções	294	Fracções	574
Habitantes	882	Habitantes	2296
Total de residentes: 3178			

10.3 Resíduos

Em relação ao tipo de resíduos a usar no funcionamento do digestor optou-se por simplificar a abordagem e fazer o dimensionamento do mesmo com base na fracção orgânica dos resíduos produzidos diariamente e na relva que é mantida dentro da urbanização.

Desperdícios de comida

Desperdícios de comida são um substrato altamente biodegradável e como tal está apto para ser utilizado em processos de digestão anaeróbia. Os desperdícios dizem respeito a sobras de comida e da preparação das refeições (Bisschop, 2009).

Para a estimativa da fracção orgânica dos resíduos produzidos anualmente pelos habitantes foram usados os dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Estatística relativos ao ano de 2012, último ano registado, como referência. Segundo o Instituto Nacional de Estatística foram recolhidas as seguintes quantidades de resíduos:

Tabela 11 - Resíduos recolhidos por município (www.ine.pt).

Resíduos recolhidos (kg/hab/ano)	
Lisboa	574
Loures	415

Para o presente trabalho foram usados os valores para o município de Loures devido ao facto de que os resíduos em Odivelas serem recolhidos e posteriormente tratados nos Serviços Municipalizados de Loures. Os Serviços Municipalizados de Loures, em parceria com a Valorsul, realizam a recolha selectiva de resíduos orgânicos para valorização em cerca de 600 estabelecimentos dos concelhos de Loures e de Odivelas – restaurantes, cantinas, mercados e supermercados, assim como cerca de 5500 famílias de freguesias seleccionadas, programa que se designa ‘Programa + Valor’ (www.smas-loures.pt).

Este programa recorre ao uso de contentores de cor castanha em que podem ser colocados apenas resíduos orgânicos resultantes da preparação, confecção e restos de refeições:

Tabela 12 - Resíduos a recolher e a evitar depositar no contentor (adaptado de www.smas.pt).

Resíduos a recolher	Resíduos a evitar
<ul style="list-style-type: none"> • Restos de legumes • Peixe • Saquetas de chá • Cascas de fruta • Restos de pão e bolos • Ovos (sem casca) • Carne • Borrás de Café • Toalhas, toalhete e guardanapos de papel 	<ul style="list-style-type: none"> • Resíduos líquidos • Sacos de plástico • Têxteis • Embalagens e recipientes • Caricas e rolhas • Lâmpadas • Copos, talheres, pratos e chávenas • Papéis impressos, vegetais ou de alumínio • Beatas

Existem determinadas cidades europeias (Grindsted, Dinamarca ou Paide, Estónia) que para além do contentor disponibilizam ainda um conjunto de sacos biodegradáveis que servem não só para armazenar os resíduos separados pelas famílias mas que posteriormente também farão parte do processo de digestão, exemplo da cidade de Paide, Estónia, ou também por via de sacos de papel ventilados, como no caso da cidade de Grindsted, Dinamarca, que podem ser processados em conjunto com os resíduos de modo a evitar problemas de remoção do plástico (IEE/10/251, 2012).

Em primeira instância faria mais sentido comparar e estimar a produção de resíduos dentro da urbanização com base na recolha selectiva que é efectuada dentro do município, no entanto, verificou-se que esta recolha ainda não está disseminada uniformemente pelo mesmo, pelo que o valor obtido para os resíduos produzidos por habitante é demasiado baixo, cerca de 14 toneladas distribuídas pela população da urbanização, para corresponder a um valor mais próximo da realidade.

Sendo assim, foi optado por se realizar uma estimativa tendo em conta os resíduos produzidos por uma família que habita a periferia da urbanização, constituída por um agregado familiar com quatro membros. Foi monitorizado o número de vezes por semana que um caixote do lixo caseiro era preenchido por completo, com todos os resíduos biodegradáveis referidos anteriormente, e posteriormente depositado no respectivo contentor. O resultado é uma média de resíduos produzidos por semana que vem indicado na tabela 13:

Tabela 13 – Estimativa dos resíduos produzidos anualmente pela urbanização.

Estimativa 1 - Resíduos orgânicos produzidos anualmente	
2,52	Kg/saco lixo
4	despejos/semana
130,98	Kg/ano/habitante
416,24	toneladas resíduos urbanização/ano

De seguida foi feita uma comparação deste valor resultante com as estimativas realizadas noutros estudos respeitantes à composição média em Portugal da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos recolhidos. A composição dos RSU varia de zona para zona, de acordo com a época do ano, com o nível socioeconómico e de acordo com os hábitos da população (Cunha Queda e Almeida Duarte, 2004).

No ano de 1996, de acordo com o estudo de caracterização levado a cabo por Ferreira, F.C (1996), a fracção orgânica situava-se nos 48%. No entanto, a composição física dos RSU calculada no conjunto das campanhas de caracterização física desenvolvidas no período 2000 a 2003 em diferentes sistemas multimunicipais portugueses permitiu concluir que a fracção orgânica e biodegradável dos RSU encontra-se situada nos 35% (Santos, 2007).

Assim sendo, optou-se por levar a cabo três estimativas distintas para os resíduos produzidos anualmente pela urbanização, tendo em conta o valor de 415 kg/hab/ano (dados do Instituto Nacional de Estatística para o município de Loures durante o ano de 2012), assim como os valores indicados anteriormente para a composição dos resíduos e, finalmente, comparar os valores obtidos com a estimativa indicada na tabela 13. A tabela 14 traduz o resultado obtido:

Tabela 14 - Estimativas de produção de resíduos orgânicos a partir dos dados estatísticos.

Estimativa 2: 415 kg/hab/ano	Fracção biodegradável: 35%	145,25	kg/hab/ano
		461605	kg/urbanização/ano

De acordo com os dados apresentados na tabela 14, verifica-se que o valor da estimativa igual a 416,24 ton/ano encontra-se muito próximo, do valor estimado (com os 35% de fracção

biodegradável) na hipótese 2 (461,605 t/ano; diferença de 45,36 t/ano = 10%) pelo que daqui em diante será este o valor a usar para as estimativas de produção de biogás.

Em relação às características dos resíduos descritos anteriormente, ter-se-ão em conta os seguintes valores de acordo com a bibliografia consultada:

Tabela 15 - Características dos resíduos considerados (adaptado de Bisschop, 2009).

Resíduo	Teor de humidade (%)	Teor em matéria orgânica (%)	Período de retenção (dias)	Teor de metano (m ³ /ton) (Cropgen database)
Desperdícios de fruta	15-20	75	8-20	57
Desperdícios de comida	10	80	10-20	

Relva

Para a estimativa do peso estimado da matéria seca que provém dos cortes de relva dentro da urbanização, foi tido em conta o número de cortes executados por ano e o peso por metro quadrado de relva cortada.

Tabela 16 - Características da relva a utilizar no digestor (adaptado de Bisschop, 2009).

Resíduo	Teor de humidade (%)	Teor em matéria orgânica (%)	Período de retenção (dias)	Teor de metano (m ³ /ton)
Relva	20-25	90	10	400

O número de cortes executados por ano foi obtido com base nas informações recolhidas do caso de estudo do campus do LNEG, situado em Lisboa na freguesia do Lumiar. Neste campus são efectuados cerca de 18 cortes ao ano, sendo que nos meses de Verão os relvados são cortados duas vezes por mês e no Inverno apenas uma vez. De acordo com os estudos que foram feitos no interior do campus para contabilização do potencial de biogás presente nos resíduos provenientes dos relvados, concluiu-se que cada metro quadrado produzia cerca de 1 kg de matéria seca, pelo que se irá considerar este valor como uma hipótese para a contabilização da matéria orgânica produzida anualmente.

Relativamente à quantidade de matéria seca que poderá ser aproveitada anualmente, não se conseguiu obter quaisquer dados junto da entidade subcontratada pelo município, encarregue de efectuar os cortes, devido à falta de registos. Optou-se por fazer uma estimativa tendo em conta uma das áreas cortadas pela mesma empresa num mês de Verão, onde se verificou o seguinte:

Tabela 17 - Estimativa da quantidade de relva cortada pela empresa subcontratada.

Área de corte (m2)	Sacos recolhidos	Kg/saco	Kg/m2
1500	12	40	0,32

De seguida foi feita uma estimativa da área total de relvado que se encontra irrigado no interior da urbanização, com recurso a uma ferramenta online e gratuita desenvolvida pela empresa 'Daft Logic', que incorporou um algoritmo de medição de distâncias e áreas nos mapas disponibilizados pela Google.



Figura 23 - Contabilização de todas as áreas de relvado que são irrigadas dentro da urbanização.

De acordo com a área total obtida para os relvados e tendo em conta os valores indicados na tabela 17, obtiveram-se, recorrendo à ferramenta referida anteriormente, os seguintes valores:

Tabela 18 - Estimativas da quantidade de matéria seca produzida anualmente dentro da urbanização.

Área total de relvado (m ²)	Nº cortes/ano		Peso total por área (kg/m ² total)	Matéria seca anual (ton/ano)
13972	18	Hipótese a)	4471	80,48
		Hipótese b) – Valores LNEG	13972	251,50

10.4 Potencial energético

Com o auxílio da ferramenta ‘AD Cost Calculator’, desenvolvida pela instituição ‘The Andersons Centre’, foi possível estimar a quantidade de biogás produzida assim como a energia eléctrica e térmica que podem ser obtidas por um sistema de cogeração alimentado com o biogás.

Os dados de entrada foram os seguintes:

Tabela 19 - Dados de entrada utilizados na ferramenta de cálculo relativamente aos desperdícios de comida.

Substrato	% de matéria seca	Teor de biogás (m ³ /ton)	Matéria orgânica disponível (ton/ano)	Produção de biogás (m ³ /ano)
‘Vegetable waste’	15	57	416,24	23726

De forma a simplificar o cálculo, optou-se por se distribuir a matéria orgânica estimada de forma igual por todos os meses do ano. Foi utilizado também um período de retenção de 15 dias no interior do digestor.

Foram consideradas duas hipóteses para a produção de biogás, visto existirem dois valores estimados para a produção de matéria seca proveniente da relva cortada dentro da urbanização, como foi anteriormente indicado na tabela 18.

- Hipótese a) – 80,48 ton/ano
- Hipótese b) – 251,50 ton/ano

Tabela 20 - Dados de input utilizados na ferramenta de cálculo relativamente à relva.

Substrato	% de matéria seca	Teor de biogás (m ³ /ton)	Matéria orgânica disponível (ton/ano)	Produção de biogás (m ³ /ano)
'Grass silage'	40	400	80,48	32192
			252,50	100400

Para os resíduos das cozinhas foi considerado o valor de 416,33 ton/ano, conforme indicado na tabela 13.

Tabela 21 - Resultados obtidos para a produção de biogás com as duas hipóteses consideradas (somatório da relva e dos desperdícios de comida).

Hipótese	Alimentação anual (ton)	Produção total de biogás (m ³)	Período de retenção (dias)	Capacidade mínima do digestor (m ³)	Total de matéria seca (ton)	% de matéria seca
a)	497	55918	15	30	95	19,1
b)	668	124326			163	24,4

Para converter o valor de biogás estimado em energia eléctrica e térmica foram assumidos alguns parâmetros de eficiência de conversão para os motores geradores (turbinas a gás ou de pistão) que farão a conversão do potencial energético contido no biogás em electricidade:

Tabela 22 - Eficiência das turbinas.

Eficiência de conversão das turbinas (%)	
Electricidade	33
Calor	42
Desperdício	26

Também estão indicados os valores escolhidos para os factores de conversão, assim como uma percentagem padrão para as perdas e ineficiências devido a fugas de gás, paragens para manutenção e falta de disponibilidade de matéria orgânica para alimentar o digestor:

Tabela 23 - Factores de conversão e aproveitamento de energia eléctrica e térmica.

Factor de conversão (kWh/m ³ biogás)	Conteúdo em metano (%)	Teor em energia (kWh/m ³ biogás)	Perdas e ineficiências (%)	Energia aproveitada (kWh/m ³)	
11,2	60	6,72	10	Energia eléctrica	2
				Energia térmica	2,51

Após a inserção dos valores apresentados nas tabelas 20, 21 e 22, foi possível obter o valor anual para a produção de energia eléctrica e térmica para as duas hipóteses consideradas.

Tabela 24 - Potencial anual estimado de energia eléctrica e térmica.

Hipótese	Energia eléctrica (kWh)	Energia térmica (kWh)	Capacidade a instalar (kW)	Capacidade a instalar (kWt)
a)	111835	140353	12	16
b)	248651	312057	28	36

10.5 Consumos energéticos

Para melhor se compreender e interpretar a importância dos valores expostos até ao momento, é necessário estimar e analisar os valores dos consumos relativos a gás natural e energia eléctrica no município de Loures. Durante o ano de 2012, de acordo com o Instituto Nacional de Estatística, o consumo doméstico de energia eléctrica por habitante no município de Loures foi de 979,7 kWh. No que diz respeito ao gás natural o consumo para o mesmo ano situou-se nos 328100 Nm³ por cada 1000 habitantes.

Energia eléctrica

Através da análise de facturas dos consumos de energia relativos ao ano de 2013 de uma família localizada nas proximidades da urbanização em estudo, sendo esta constituída por quatro membros, obtiveram-se os resultados expostos na tabela 24:

Tabela 25 – Energia eléctrica consumida durante o ano de 2013 por uma família de um bairro vizinho.

Mês	Energia eléctrica consumida (kWh)
Janeiro	1224
Fevereiro	
Março	
Abril	1114
Maio	
Junho	
Julho	982
Agosto	
Setembro	
Outubro	976
Novembro	
Dezembro	
Total	4296

Os valores obtidos revelam que o valor indicado pelo INE situa-se próximo do valor real obtido para a família estudada, que seria de 1074 kWh/habitante, tendo uma diferença de cerca de 10% entre si, pelo que daqui em diante será usado o valor do INE, aproximadamente 980 kWh, como referência.

Tabela 26 - Comparação entre o potencial de produção de energia eléctrica e a energia consumida pela urbanização.

	Produção (MWh)	Consumo (MWh)	%
Hipótese a)	112	3113	4
Hipótese b)	249		8

De acordo com os dados da tabela 25 verifica-se que o potencial de energia eléctrica contido nos resíduos considerados e descritos anteriormente, perfazem apenas 4 ou 8% das necessidades de energia eléctrica consumida anualmente por cada habitante da urbanização.

Energia térmica

Relativamente ao gás natural consumido pela urbanização, numa primeira abordagem tentou fazer-se uma correlação com os valores indicados pelo INE para o ano de 2012 para o município de Loures, tendo em conta o número de habitantes da urbanização, estimando-se um consumo de cerca de 1042702 m³/ano. No entanto, para termos de comparação levou-se a cabo a soma dos consumos de gás natural da mesma família estudada na secção da energia eléctrica, obtendo-se o valor médio de 19m³/mês, que corresponde a cerca de 57 m³/hab/ano.

Este valor irá ser comparado com o biogás produzido em relação ao seu potencial de energia térmica, visto que o biogás possui um poder calorífico distinto, cerca de 60% inferior ao do gás natural que é injectado na rede. A conversão foi feita considerando os factores de conversão da tabela 22.

Tabela 27 - Comparação entre o potencial de energia térmica contida nos resíduos e a energia térmica consumida pela urbanização.

	Produção (MWht)	Consumo (MWht)	%
Hipótese a)	140	2029	7
Hipótese b)	312		15

A nível de energia térmica requerida para satisfazer as necessidades anuais de cada habitante, o potencial contido nos resíduos produzidos anualmente daria para satisfazer cerca de 7 ou 15% da necessidades para cada uma das hipóteses consideradas.

Fazendo o mesmo exercício para um outro tipo de resíduos, estrume de vaca, pode verificar-se que para se obterem os mesmos valores de potencial a nível de electricidade e energia térmica produzidas, relativamente à hipótese a), seriam necessárias cerca de 110 cabeças de gado com uma produção diária de 50 kg de matéria orgânica (28 m³CH₄/ton). Apesar do conteúdo em metano ser inferior ao dos desperdícios de comida e relva, verifica-se que a produção diária de resíduos (50 kg/dia; 2000 ton/ano) proveniente das vacas é bastante superior comparativamente com as duas hipóteses estudadas, compensando assim o facto de os resíduos possuírem um baixo conteúdo em metano.

Para perfazer cerca de 50% dos consumos da energia eléctrica consumida pela urbanização, teria que estar disponíveis cerca de 287,5 hectares de área de relvado ao invés dos actuais 1,4 ha, uma área aproximadamente 200 vezes superior (considerando os valores de densidade para a hipótese a), 0,32 kg/m²relva), ou cerca de 90 hectares, 60 vezes superior à área actual (considerando a densidade da hipótese b) de 1 kg/m² relva).

Fertilizantes

Relativamente ao digerido resultante do processo e que é passível de ser utilizado na agricultura na forma de fertilizante, a digestão anaeróbia de diferentes matérias-primas permite uma redução de cerca de 60-70% da matéria orgânica presente, sendo que o produto final é caracterizado por uma boa estabilidade biológica e alto conteúdo em nutrientes (Provenzano, 2010).

Tabela 28 - Estimativa do total de fertilizantes produzidos anualmente.

	Hipótese a)	Hipótese b)
Input matéria orgânica (ton/ano)	497	668
Fertilizante (ton/ano)	460	620

A tabela 29 indica os resultados obtidos para a produção dos três principais tipos de fertilizantes usados na agricultura, utilizando os valores padrão usados na folha de cálculo:

Tabela 29 - Produção de adubos.

Nutriente	Total contido no digerido (kg/ton)	Total Hipótese a) (kg)	Total Hipótese b) (kg)
N	5,94	2732	3683
P ₂ O ₅	0,48	221	298
K ₂ O	1,81	833	1122

Considerando que é típico aplicar cerca de três vezes por ano 30g de adubo contendo azoto, por cada metro quadrado de relvado nos municípios, verifica-se que para o relvado da urbanização seriam necessários cerca de 1260 kg_{adubo}/ano, quantidade que é ultrapassada pelo fertilizante obtido no processo de digestão anaeróbia.

10.6 Análise económica

Os valores apresentados abaixo são para um primeiro ano de funcionamento do sistema de digestão anaeróbia.

Se considerarmos o preço dos fertilizantes que se encontram no mercado e que são aplicados em relvados, indicado na tabela 30, verifica-se que seria obtida uma poupança anual de 1174€, ao utilizar o produto digerido da digestão anaeróbia como fonte de adubo orgânico.

Tendo em conta o valor do restante excedente de fertilizante orgânico que resulta do processo de digestão anaeróbia e supondo a existência de um mercado adequado de escoamento dos fertilizantes produzidos, ao usar valores de mercado para cada um dos mesmos (<http://www.wrap.org.uk/content/compost-calculator.com>, 2014), obtêm-se os seguintes resultados para as duas hipóteses estudadas:

Tabela 30 - Potencial de venda dos fertilizantes produzidos.

Fertilizante	Preço (€/kg)	Hipótese a) (€/ano)	Hipótese b) (€/ano)
N	0,93	2546	3431
P ₂ O ₅	0,59	130	176
K ₂ O	0,57	476	642
Total	-	3152	4249

Tendo em conta o preço do kWh de gás natural para o ano de 2013 e considerando a quantidade de gás natural que é consumido na urbanização, foram obtidos dois resultados relativos à energia térmica obtida com a queima do biogás:

Tabela 31 - Potencial de poupança anual com utilização da energia térmica produzida.

	Produção (kWh)	€/kWh GN	Poupança (€)
Hipótese a)	140353	0,08	6504
Hipótese b)	312057		14460

No que diz respeito à energia eléctrica produzida, esta poderia ser utilizada para autoconsumo da urbanização ou vendida à rede através de uma tarifa fixa.

Tabela 32 - Poupança com a energia eléctrica produzida utilizada para autoconsumo.

	Produção (kWh)	Preço médio (€/kWh)	Poupança (€)
Hipótese a)	111835	0,15	16775
Hipótese b)	248651		37298

Tabela 33 - Venda de energia à rede no primeiro ano de funcionamento com a tarifa fixa para o biogás.

	Produção (kWh)	Tarifa fixa (€/kWh)	Poupança (€)
Hipótese a)	111835	0,0954	13390
Hipótese b)	248651		29770

De acordo com os resultados das tabelas 30 e 31 verifica-se que num cenário hipotético de regime de autoconsumo a redução com os custos de electricidade é maior e acaba por ser o regime que faz mais sentido numa perspectiva de descentralização e distribuição da produção de energia para uma urbanização desta dimensão.

A tabela seguinte resume o potencial de poupança nos consumos de energia e na venda de fertilizantes orgânicos.

Tabela 34 - Total de poupança anual para as diferentes componentes do sistema de digestão anaeróbica e venda de fertilizantes orgânicos.

Componente	Hipótese a) (€/ano)	Hipótese b) (€/ano)
Térmica	6504	14460
Eléctrica (regime autoconsumo)	16775	37298
Adubos	2610	3517
Total	25888	55275

Investimento

Os valores para investimento numa estrutura que garantisse a recolha, armazenamento e tratamento dos resíduos considerados variam de acordo com a maturidade da tecnologia em cada país e não existe uma relação padrão de custo por potência instalada para sistemas de digestão anaeróbia de pequena dimensão, ao contrário do que acontece para sistemas centralizados. Porém, de acordo com a bibliografia consultada (SAOS, 2009 e Hopwood, 2011), verificou-se que para as potências consideradas, 12 e 28 kWe, os custos de investimento rondam os 300 k€ e 450 k€, respectivamente.

Foram adoptadas simplificações no que diz respeito à inflação dos preços de energia e dos fertilizantes. Considerou-se uma taxa de inflação média anual de 6,5% para o preço da energia e também que os valores de mercado para os fertilizantes se mantêm constantes. Também se considerou que o valor do investimento tem em conta todos os factores necessários para o funcionamento da estrutura, tais como o aluguer do terreno, manutenção, mão-de-obra extraordinária, reparações, etc.

Tabela 35 - Investimento e período de retorno para cada uma das hipóteses estudada.

Hipótese	Investimento (k€)	Período de retorno
a)	300	9 anos
b)	450	5 anos

10.7 Análise de ciclo de vida

Para contabilizar a redução de emissões de CO_{2eq} com a produção de energia eléctrica, foi usada a equivalência fornecida pela EDP no documento 'Rotulagem de energia eléctrica' para o ano de 2013. De modo a simplificar o cálculo, assumiu-se que todas as fracções da urbanização possuem uma potência contratada de 6,9 kVA, o que, de acordo com o documento citado, leva em média a um consumo anual de 2,91 MWh e à emissão de 412 kg de CO_{2eq}.

Adaptando estes valores à realidade da urbanização, considerando a potência usada para as fracções T3 que constituem a tipologia predominante, obtiveram-se os seguintes resultados:

Tabela 36 - Emissões anuais derivada do consumo de energia eléctrica.

Emissões anuais urbanização (ton CO ₂)	358
Emissões anuais habitante (kg CO ₂)	113

Manipulando os valores apresentados anteriormente, é possível determinar que cada kWh consumido leva à emissão de 0,14 kg CO_{2eq}.

Tabela 37 - Redução de emissões com a produção de electricidade.

	Produção de energia (kWh)	Redução de emissões (ton CO ₂)
Hipótese a)	111835	16
Hipótese b)	248651	35

Em relação ao gás natural, se assumirmos que cada kWh de gás natural consumido leva à emissão de 0,549 kg CO_{2eq} (www.iea.gov, 2014) são obtidos os seguintes resultados com base na produção de energia térmica:

Tabela 38 - Redução de emissões com a produção de energia térmica.

	Produção de energia (kWh)	Redução de emissões (ton CO ₂)
Hipótese a)	140353	77
Hipótese b)	312057	171

De acordo com a bibliografia consultada (Kool, A., 2012), a produção de fertilizantes na Europa que têm como base os elementos Azoto, Fósforo (P₂O₅) e Potássio (K₂O) depende da eficiência da tecnologia, do combustível e do transporte utilizado na distribuição dos mesmos, sendo possível determinar uma média de emissões de CO_{2eq} resultantes da produção.

Assim sendo, cruzou-se esta informação com a estimativa da produção de fertilizantes indicada na tabela 29:

Tabela 39 - Estimativa da redução de emissões relativas à produção de fertilizantes.

	Emissões (ton CO _{2eq} /ton fertilizante)	Hipótese a)	Hipótese b)
Redução de emissões	N	15	21
	P ₂ O ₅	0,33	0,44
	K ₂ O	1,13	1,53

11 Conclusão

Os resultados obtidos indicam que um sistema de digestão anaeróbia ajustado a um ambiente urbano permite obter mais-valias no que respeita à produção de electricidade, calor e fertilizantes, devido às poupanças que proporciona nos gastos com os mesmos. A produção de energia (electricidade e calor) obtida com a digestão dos resíduos considerados não é muito significativa em relação ao consumo anual da urbanização, cerca de 8%, electricidade, e 15%, calor, na melhor das hipóteses estudadas, pelo que naturalmente a autossuficiência com os consumos de energia da urbanização não é alcançável apenas e só com este tipo de sistema. A possibilidade de autoconsumo é mais vantajosa do que a injeção de electricidade na rede com recurso a tarifas bonificadas, visto estas últimas não são suficientemente apelativas em Portugal para o biogás.

A tecnologia existente para os digestores anaeróbios está mais adaptada para lidar com um volume de resíduos muito superior ao caso analisado, pelo que a aplicação a uma pequena escala exige um valor de investimento per ton de matéria tratada mais elevado em relação ao que se produz, comparando com os sistemas centralizados, sendo que os valores considerados no caso de estudo poderiam ser ainda maiores tendo em conta que em Portugal este tipo de sistemas em pequena-escala não está suficientemente desenvolvido.

Com a tecnologia actual e para urbanizações semelhantes à estudada só faz sentido projectar este tipo de sistemas tendo em conta a produção, transformação e reinserção de resíduos num ciclo urbano, sendo o ciclo de vida dos mesmos de importância elevada. Assim sendo, o principal propósito deste tipo de sistemas não poderá ser a produção de energia com vista a autossuficiência de pequenas urbanizações, a não ser que existam outros sistemas de produção renováveis (turbinas eólicas urbanas, sistemas fotovoltaicos e solar térmicos), e sim uma transformação de resíduos numa fonte de rendimento. Não aproveitar os resíduos para produzir energia, calor e os subprodutos resultantes, é desperdiçar um recurso valioso.

Verificou-se que se poderiam evitar emissões de gases com efeito de estufa para a atmosfera, como está indicado nas tabelas 37, 38 e 39, não só com a utilização da electricidade e calor produzidos no digestor, mas também com os fertilizantes obtidos no processo. Os fertilizantes, além de fonte de rendimento, permitem como que o fechar de um ciclo no que diz respeito à absorção de CO₂ pelas plantas, visto que seriam usados para alimentar a relva a ser utilizada no digestor, evitando assim a compra de fertilizantes no mercado. A produção de biogás também evita o transporte de resíduos para fora da urbanização, significando à partida uma redução nas emissões com o transporte dos mesmos.

O estudo elaborado dá-nos também uma perspectiva interessante relativamente à área de espaços verdes presentes numa urbanização desta dimensão para que se obtivesse a energia eléctrica necessária para abastecer cerca de 50% dos consumos de electricidade da mesma, em que se verificou que a área de relvado teria de ser muito superior (200 vezes para a hipótese a) e 60 vezes a área actual para a hipótese b)).

Uma sugestão para estudo futuro seria estudar de que forma se poderiam integrar elementos de vegetação natural no planeamento e construção de urbanizações de forma estabelecer um rácio de produção mínima de energia, com recurso a digestão anaeróbia, em relação às necessidades de energia da população.

12 Referências

- AEBIOM, 2009. A Biogas Road Map for Europe
- Alves, M., 1998. Estudo e caracterização de digestores anaeróbios de leito fixo
- Appels, L., Baeyens, J., Degreëve, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge
- Babae, A., Shayegan, J., 2011. Effect of organic loading rates (OLR) on production of methane from anaerobic digestion vegetables waste
- Balasubramanian, N., Muthukumar, M., 2012. Performance of HUASB reactor for treating paper and Pulp wastewater using effective microorganism (EM)
- Berardino, S., Chatzimpiros, A., Bourka, O., 2009. Promoting small scale anaerobic digestion systems
- Biey, E., Musibono, E., 2003. Start-up of a multi-stage system for biogas production and solid waste treatment in low-tech countries
- Biogas Forum, 1992. Cylinder capped biogas plants
- Bisschop I., Spanjers H. and Schuman, E., 2009. Development of decentralised anaerobic digestion systems for application in the uk
- Botheju, D., Lie, B., Bakke, R., 2009. Oxygen effects in anaerobic digestion
- Carvalho, N., 2012. Valorização de Bio-Resíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada - caso de estudo - campus da FCT/UNL
- Chen, Y., Cheng, J. J., Creamer, K. S., 2007. Inhibition of anaerobic digestion process - a review
- Cherosky, P.B., 2012. Anaerobic Digestion of Yard Waste and Biogas Purification by Removal of Hydrogen Sulfide
- Crespo, E., 2013. Digestão Anaeróbia de resíduos agroalimentares - Reutilização das fracções líquidas e sólidas (state-of-art)
- Decreto-Lei n.º 239/97
- Decreto-Lei n.º 25/2013
- Diogo, I. 2013, A revisão do plano estratégico de resíduos sólidos urbanos 2014-2020
- Directiva 2008/98/CE
- Donoso-Bravo, A., Bandara, W.M.K.R.T.W., Satoh, H., Ruiz-Filippi, G., 2013. Explicit temperature-based model for anaerobic digestion - Application in domestic wastewater treatment in a UASB reactor
- Ecke, H., Lagerkvist, A., 2000. Anaerobic treatment of putrescible refuse
- Edelmann, W., Engeli, H., More than 12 years of experience with commercial anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes in Switzerland
- EDP Serviço Universal, 2013. Rotulagem de energia elétrica
- European Commission, 2010. Being Wise With Waste - The EU's approach to waste management
- European Commission, 2005. The story behind the strategy - EU waste policy
- Farming Futures, 2009. Climate Change - be part of the solution
- Fernandes, P., 1999. Estudo comparativo diferentes sistemas de compostagem de resíduos sólidos urbanos
- Ferreira, M., Marques, I., Malico, I., 2012. Biogas in Portugal - Status and public policies in a European context
- Gebrezgabher, S., Meuwisse, M., Prins, B., Lansink, A., 2009. Economic analysis of anaerobic digestion— A case of green power biogas plant in the Netherlands
- Hopwood, L., 2011. Farm-scale anaerobic digestion plant efficiency
- Institute for European Environmental Policy, 2010. Waste prevention and recycling - 25 Oct 2010 - Final Report
- Kardos, L., Juhász, Á., Palkó, Gy., Oláh, J., Barkács, K., Zárny, Gy., 2011. Comparing mesophilic and thermophilic anaerobic (temperatura)
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Tariq, M., Dawson, Lorna., 2001. The Anaerobic Digestion of Solid Organic Waste
- Kool A., Marinussen, M., Blonk, H., 2012. LCI data for the calculation tool feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization
- Kossmann, W., Ponitz, U., Habermehl, S., Hoerz, T., Kramer, P., Klingler, B., Kellner, C., Wittur, T., Klopotek, F. v., Euler, H., 2012. Biogas digesters fundamentals - vol II
- Lansing, S., Klavon, K., Small, 2012. Scale anaerobic digestion in the united states - design options and financial viability
- Lemmer, A., Naegel, H.-J. and Sondermann J., 2013. How Efficient are Agitators in Biogas Digesters?
- Mallon, S., Weersink, A., 2007. The financial feasibility of anaerobic digestion for Ontario's livestock industries

Man-chang, WU., Sun, K., Zhang, Y., 2005. Influence of temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of municipal organic solid waste

Martí, I., 2008. Study of the effect of process parameters on the thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge, evaluation of a thermal sludge pre-treatment and overall energetic assessment

Monnet, F., 2003. An introduction to anaerobic digestion of organic wastes

Murphy, J., Braun, R., Weiland, P., Wellinger, A., 2011. Biogas from energy crop digestion

Niklass, M., Pubule, J., Henning, H., Rutz, D., Guntert, D., Surowiec, M., Ribic, B., Schinnerl, D., 2012. Exemplos de Boas práticas para a gestão e logística dos resíduos urbanos

Orientações para a aplicação do regulamento 1774/2002

Pereira, O., 2010. Biodegradação anaeróbica de efluentes de laticínios em reactores SBR

Provenzano, M., Iannuzzi, G., Fabbri, C., Senesi, N., 2010. Qualitative characterization and differentiation of digestates from different biowastes using FTIR and fluorescence spectroscopies

Rajendran K., Aslanzadeh, S., Taherzadeh, M., 2012. Household biogas digesters - a review

Regulamento N° 1069/2009

Regulamento N° 142/2011

Regulamento N° 1774/2002

Ribeiro, N., 1999. Estudos dinâmicos do processo de digestão anaeróbia com vista ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento

Ribeiro, Raquel, 2004. Valorização energética de resíduos de restauração por digestão anaeróbia

Rodrigues, A., 2005. Co-digestão anaeróbica de resíduos de natureza orgânica

Salvador, V., Solares, T., Toledo, J., Barradas, J., Resident time distribution in a mimic anaerobic digester

Samer M., 2012. Biogas plant constructions

Santos, J., 2007. Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da copostagem de resíduos orgânicos

SAOS Ltd, 2009. Feasibility study for a central anaerobic digestion plant

Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Kottner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R., 2008. Biogas Handbook

SRUC, Farming for a better climate. Anaerobic digestion (biogas)

Vandevivere, P., De Baere, L., Verstraete, E., 2004. Types of anaerobic digesters for solid wastes

Wallace, P., 2011. Digestates - Realising the fertiliser benefits for crops and grassland

Ward, A., Hobbs, P., Holliman, P., Jones, D., 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources

Wellinger - process design of agricultural digesters

Werner - Biogas Plants in Animal Husbandry - a practical guide

Ying, T. Y., Hashim, M. A., Rmachandran, K. B., 2004. Initial stage of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor start-up

Zupancic, G. D. and Grilc, V., 2012. Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste

<http://www.wtert.eu/default.asp?Menu=13&ShowDok=12>

<http://www.e-inst.com/biomass-to-biogas/>

<http://www.portugal.gov.pt/pt/os-ministerios/ministerio-da-agricultura-e-do-mar/mantenha-se-atualizado/20130410-seaot-residuos.aspx>

http://europa.eu/legislation_summaries/environment/waste_management/128045_pt.htm

http://europa.eu/legislation_summaries/environment/waste_management/121208_pt.htm

http://europa.eu/legislation_summaries/environment/waste_management/128072_pt.htm

<http://www.biogas-info.co.uk/biogas-yields.html>

<http://www.axpo.com/axpo/kompogas/en/anlagenbau/angebot.html>

http://www.teagasc.ie/environment/nitrates/fertiliser_planning.asp

<http://farmdocdaily.illinois.edu/2014/04/monthly-fertilizer-prices-spring2014-with-comparisons.html>

http://msue.anr.msu.edu/news/fertilizer_prices_continue_to_stumble

<http://www.cantinhodasaromaticas.pt/loja/substratos-e-adubos-bio/fertilizante-relvados-5kg/>

http://www.dtnprogressivefarmer.com/dtnag/common/link.do?sessionId=651D57D4B2EC797CB341E4AC7A94495B.agfreejvm2?symbolicName=/free/news/template1&product=/ag/news/bestofdtnpf&vendorReference=4cc08f7f-92c8-437d-b7b8-4bbf769e5028__1380576450593&paneContenth

<http://www.wrap.org.uk/content/compost-calculator>

<http://www.iea.org>

<http://www.europa.eu>

<http://www.ine.pt>

<http://www.smas-loures.pt>

<http://www.wrap.org.uk/content/compost-calculator.com>